

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOLOGIA



Modelação de Impactes de Inundações Marítimas em Aquíferos Costeiros: Caso do Concelho de Almada

Carolina Andreia Machado Marques

**Mestrado em Geologia do Ambiente, Riscos Geológicos e Ordenamento do
Território**

Dissertação orientada por:
Professora Dr.^a Maria do Rosário Carvalho
Professor Dr. Rui Pires de Matos Taborda

2020

Agradecimentos

A dissertação de mestrado é um processo, e, como todos os processos, tem um princípio, um meio e um fim. Esta dissertação representou para mim o culminar de uma etapa importante da minha vida, a oportunidade de desenvolver competências na área, trabalhar sobre temáticas do meu interesse, e, compreender melhor o processo de investigação científica. A todos aqueles que cruzaram este meu percurso de alguma forma quero que saibam que sou muito grata por tudo.

Aos meus pais, que merecem um lugar especial de destaque nos agradecimentos, muito obrigado pelo apoio incondicional em todas as fases da minha vida e por me darem a possibilidade de ter oportunidades, sou eternamente agradecida. Um especial agradecimento à minha mãe, por ser a minha companhia em todos os momentos, a minha fonte de energia, o meu pilar.

À professora Maria do Rosário Carvalho, a minha orientadora, quero desde já expressar a minha gratidão pelos ensinamentos, confiança e apoio transmitido no decorrer desta caminhada. Louvo a sua paciência no decorrer desta dissertação, capacidade de trabalho e simpatia. A fase final desta dissertação foi uma montanha russa e a professora esteve sempre lá incansável, não há como agradecer.

Um agradecimento igualmente especial para o meu co-orientador, o professor Rui Taborda, por toda a paciência demonstrada sempre que me deparei com obstáculos nas partes mais computacionais do meu trabalho, pela prontidão de palavra de encorajamento e simpatia, e pelas tentativas de me animar quando o trabalho não corria como planeado. Não esquecerei a sua boa disposição, e não podia estar mais contente da orientação que me foi dada.

Uma palavra de apreço à Dr.^a e investigadora Bárbara Proença, por todo o auxílio prestado, paciência para me introduzir no *software* XBEACH, e me fazer recordar o Matlab. A sua ajuda, num curto período, foi imprescindível.

À Vera Lopes, e ao Departamento de Geologia, por me possibilitarem a realização dos ensaios granulométricos no laboratório de Processos Costeiros.

A todo o pessoal da sala de pós-graduação de geoquímica, o meu obrigado pela integração e por autorizarem a minha frequência na sala como meu local de trabalho.

Um agradecimento muito especial às minhas grandes amigas de curso, Daniela e Beatriz que partilharam comigo alegrias, tristezas e vicissitudes durante todos estes anos e as quais garanto que nunca esquecerei, agradeço por nunca me terem deixado desistir, e por ouvirem os meus desabafos no decorrer desta dissertação.

Aos meus amigos mais próximos, que sabem quem são, um muito obrigado pela força de vontade transmitida, pela motivação, pelas palavras de apoio e por proporcionarem bons momentos.

A todos os professores que fizeram parte da minha vida académica nesta instituição um muito OBRIGADO por tudo.

Resumo

Os aquíferos costeiros representam uma importante fonte de água para as populações que vivem nas regiões costeiras (e.g. para consumo humano, irrigação e indústria) e sustentam ecossistemas costeiros de grande relevância. No entanto, estes aquíferos são muito suscetíveis à contaminação salina associada, por exemplo, à diminuição de recarga, excesso de extração ou às alterações climáticas e, em particular, à subida do nível médio do mar. A maior parte dos trabalhos que têm abordado este tema considera a influência que a alteração dos níveis terrestre e marinho tem na posição da cunha salina, existindo ainda poucos estudos que analisem o efeito do galgamento oceânico na contaminação de aquíferos costeiros e que geralmente se associa a uma recarga de água salgada (quase instantânea) no topo do aquífero.

O principal objetivo deste trabalho consistiu em avaliar os efeitos que uma inundação marítima, associada a eventos extremos, terá num aquífero costeiro livre. Este tipo de estudo permite conhecer e compreender em maior detalhe as consequências de fenómenos de galgamento oceânico e o modo como este se relaciona com os aquíferos costeiros, com vista à proteção e mitigação dos riscos associados.

Para zona de estudo escolheu-se o aquífero costeiro localizado na planície aluvial do concelho de Almada. A área em estudo localiza-se entre a arriba fóssil da Costa de Caparica e o mar, no concelho de Almada, litoral centro de Portugal Continental, na margem esquerda do Rio Tejo (região NW da Península de Setúbal), distrito de Setúbal.

Para cumprir os objetivos enunciados obteve-se informação sobre as águas subterrâneas locais através de uma caracterização quantitativa e qualitativa constituída por: recolha bibliográfica de dados de piezometria, composição das águas subterrâneas, da precipitação e da recarga; realização de amostragem e análises físico-químicas de água; determinação, em laboratório, da permeabilidade e da porosidade do solo; modelação numérica do galgamento oceânico durante eventos extremos e do fluxo subterrâneo e transporte de massa no aquífero em estudo.

Com base nos resultados obtidos, foi possível observar que as amostras de solo recolhidas são predominantemente areias com cascalho, de diâmetro médio a grosseiro, mal calibradas e com assimetria negativa. Como tal, foi possível estabelecer como valor de porosidade 0,25, e a permeabilidade como variável entre 0,00026 e 0,00040 m/s.

As águas recolhidas possuem, predominantemente, fácies cloretada sódica, pH neutro a básico, condutividade elétrica muito variável (entre 793 e 11000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Do ponto de vista de aproveitamento para rega, em função da sua mineralização, variam de águas apropriadas a águas impróprias para irrigação.

A simulação de processos de mistura das águas superficiais com água do mar permitiu identificar as seguintes percentagens de mistura para as amostras - C1, C3, C4 e C6 - de 80,97%-19,03%; 99,06%-0,94%, 93,30%-6,70%, 99,5%-0,5%, respetivamente.

O fluxo subterrâneo no aquífero e o transporte de massa foram simulados usando os *softwares* MODFLOW e MT3D. A massa de água associada ao galgamento em condições de tempestade, para dois cenários extremos, foi estimada através do acoplamento da aplicação SWAN e do modelo XBEACH. A extensão da contaminação do subsolo é uma função da extensão da inundação.

Os resultados, mostraram que, as ondas numa situação de referência igual a 2 m (nível do mar) podem ultrapassar a duna costeira, na região da praia de São João da Caparica, causando uma inundação costeira numa estreita faixa, no tardo da defesa frontal que se encontra a sul da praia. A extensão da inundação é de vários metros para o interior, provocando a infiltração da água do mar e consequente aumento da salinização do aquífero, que demorará vários anos a recuperar.

Para uma situação de subida do nível do mar de 1 m (isto é, igual a 3 m), as ondas podem ultrapassar as dunas costeiras e a maioria das defesas costeiras existentes, estendendo-se para o interior até zonas de habitação e outras infraestruturas. A inundação apresenta uma extensão estimada de 300 a 350 m, elevada infiltração da água do mar com um aumento significativo da concentração em cloreto e sódio no aquífero. A recuperação do aquífero para concentrações anteriores levou vários anos.

Palavras-chave: Inundação Costeira, Aquífero Costeiro, Salinização, Modelação Numérica, Transporte de Massa.

Abstract

Coastal aquifers represent an important source of water for populations living in coastal regions (e.g. for human consumption, irrigation and industry) and sustain highly relevant coastal ecosystems. However, these aquifers are very susceptible to saline contamination associated, for example, with reduced recharge, excessive extraction or with climate change and, in particular, rising sea level. Most of the works that have approached this topic, consider the influence that the alteration of the terrestrial and marine levels has in the position of the saline wedge, there are still few studies that analyse the effect of the ocean overtop in the contamination of coastal aquifers and that is generally associated a recharge of salt water (almost instantaneous) at the top of the aquifer.

The main objective of this work was to evaluate the effects that a maritime flood, associated with extreme events, will have on a free coastal aquifer. This type of study allows to know and understand in more detail the consequences of ocean overtopping phenomena and the way it relates to coastal aquifers, with a view to protecting and mitigating the associated risks.

For the study area, the coastal aquifer located in the alluvial plain of the municipality of Almada was chosen. The area under study is located between the fossil cliff of Costa de Caparica and the sea, in the municipality of Almada, on the central coast of mainland Portugal, on the left bank of the Tagus River (NW region of the Setúbal Peninsula), Setúbal district.

To meet the stated objectives, information was obtained on local groundwater through a quantitative and qualitative characterization consisting of: bibliographic collection of piezometry data, groundwater composition, precipitation and recharge; conducting sampling and physical-chemical analysis of water; determination, in the laboratory, of soil permeability and porosity; numerical modeling of ocean overtopping during extreme events and underground flow and mass transport in the aquifer under study.

Based on the results obtained, it was possible to observe that the soil samples collected are predominantly gravelled sands, of medium to coarse diameter, poorly calibrated and with negative asymmetry. This made it possible to establish a porosity value of 0,25, and permeability as a variable between 0,00026 and 0,00040 m/s.

The collected waters have, predominantly, sodium chloride facies, neutral to basic pH, very variable electrical conductivity (between 793 and 11000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). From the point of view of use for irrigation, depending on its mineralization, vary from appropriate waters to waters unsuitable for irrigation.

The simulation of processes for mixing surface water with sea water allowed to identify the following mixing percentages for the samples in - C1, C3, C4 and C6 – of 80,97% - 19,03%; 99,06% -0,94%, 93,30% -6,70%, 99,5% -0,5%, respectively

The underground flow in the aquifer and mass transport were simulated using the MODFLOW and MT3D software. The water mass associated with overtopping in stormy conditions, for two extreme scenarios, was estimated through the coupling of the SWAN application and the XBEACH model. The extent of subsoil contamination is a function of the extent of the flood.

The results showed that, in a reference situation equal to 2 m (sea level), the waves can pass over the coastal dune, in the region of São João da Caparica beach, causing a coastal flooding in a narrow strip, on the back of the frontal defence that is south of the beach. The extension of the flood is several meters inland, causing the infiltration of sea water and the consequent increase in the salinity of the aquifer, which will take several years to recover.

For a situation of rising sea level 1 m (that is, equal to 3 m), the waves can pass over coastal dunes and most existing coastal defences, extending inland to housing areas and other infrastructure. The flooding has an estimated extension of 300 to 350 m, high infiltration of sea water with a significant increase in the concentration of chloride and sodium in the aquifer. The recovery of the aquifer to previous concentrations took several years.

Keywords: Coastal Flood, Coastal Aquifer, Salinization, Numerical Modeling, Mass Transport.

Índice Geral

1.	Introdução e Objetivos	1
1.1.	Organização.....	2
2.	Caraterização da Área em Estudo.....	3
2.1.	Enquadramento Geográfico.....	3
2.2.	Enquadramento Geológico	4
2.2.1.	Litostratigrafia	4
2.2.2.	Tectónica-Estrutural	5
2.3.	Clima	7
2.4.	Enquadramento Hidrológico e Hidrogeológico.....	7
3.	Metodologia.....	11
3.1.	Amostragem de solos e água superficial	11
3.2.	Análise Granulométrica.....	13
3.3.	Modelação numérica do galgamento oceânico.....	15
3.4.	Modelação numérica do fluxo e transporte de massa no aquífero	15
4.	Determinação da permeabilidade dos solos	16
5.	Composição físico-química da água.....	21
5.1.	Parâmetros Físico-químicos	21
5.2.	Análises químicas laboratoriais.....	22
5.2.1.	Erro de Balanço (ERB) ou Erro prático de balanço (Ep)	22
5.2.2.	Propriedades organoléticas	22
5.2.3.	Concentração das espécies maiores.....	23
5.2.4.	Relações entre Iões.....	27
5.2.5.	Índices Hidrogeoquímicos.....	30
5.2.6.	Fácies Hidrogeoquímica.....	32
5.2.7.	Qualidade da água para rega.....	33
5.2.8.	Mistura com sais marinhos.....	35
6.	Modelação Numérica do Galgamento Oceânico	37
6.1.	Situação de Referência – Tempestade “Hércules”	37
6.1.1.	Estratégia de modelação	38
6.1.2.	Agitação ao largo.....	39
6.1.3.	Malhas batimétrica e computacional.....	39
6.2.	Resultados	42
7.	Modelação Numérica do Fluxo Subterrâneo e Transporte de Massa.....	45
7.1.	Construção do Modelo Numérico de Fluxo Subterrâneo	46
7.1.1.	Topo do Aquífero	47
7.1.2.	Base do Aquífero.....	47
7.1.3.	Recarga.....	47
7.1.4.	Piezometria.....	48
7.1.5.	Condutividade Hidráulica.....	49
7.1.6.	Porosidade	49
7.1.7.	Canal de Drenagem Rio.....	49
7.1.8.	Preparação dos dados de entrada.....	50

7.1.9.	Discretização temporal	53
7.1.10.	Condições Iniciais	53
7.1.11.	Condições Fronteira	53
7.1.12.	Recarga.....	53
7.1.13.	Cenários de Inundação Costeira	54
7.2.	Modelo de Transporte de Massa.....	56
7.2.1.	Discretização Temporal.....	56
7.2.2.	Condições Iniciais e de Fronteira	56
7.2.3.	Difusividade e Dispersividade.....	56
7.3.	Resultados e discussão	57
7.3.1.	Cenário 1	57
7.3.2.	Cenário 2	61
8.	Considerações Finais.....	65
9.	Referências Bibliográficas	69
9.1.	Webgrafia	72
10.	Anexos.....	73
	Anexo 1	73
	Anexo 2	75
	Anexo 3	77

Lista de Figuras

Figura 2.1 - Mapa de enquadramento geográfico do concelho de Almada, em Portugal Continental. Identificação das respetivas freguesias que constituem o concelho.....	3
Figura 2.2 - Mapa litológico do concelho de Almada, com base nas cartas geológicas de Portugal Continental, à escala 1:50000 (in Ferreira, 2012).	4
Figura 2.3 - Perfil geológico transversal ao eixo da Bacia do Tejo, definido como "Perfil 1". (Retirado de: Simões, 1998).....	6
Figura 2.4 - Representação da altimetria da área em estudo; dados obtidos do programa COSMO. Retirado de: (Cosmonline, 2014).	6
Figura 2.5 A – Mapa de temperatura média anual; B - Mapa de precipitação média anual; dados Atlas do Ambiente in Caria <i>et al.</i> , 2013.	7
Figura 2.6 - Bacias Hidrográficas do Concelho de Almada (in Simas, 2014).	8
Figura 2.7 - Mapa representativo do Sistema Aquífero da Margem Esquerda, da Bacia do Baixo Tejo-Sado. Retirado de: Almeida <i>et al.</i> , 2000.....	8
Figura 2.8 - Projeção em diagrama de Piper, das amostras estudadas (destaque a vermelho na legenda) e das amostras obtidas por Ferreira (2012) (destaque a verde na legenda).	10
Figura 3.1 - Localização dos pontos de colheita de água e, linha de água existente na área em estudo (linha azul).	12
Figura 3.2 - Mapa de localização das amostras de solo recolhidas no campo.	13
Figura 4.1 - Frequência acumulada (%) de cada amostra, em percentagem, segundo escala (ϕ).	18
Figura 5.1 - Relação entre a concentração de Na^+ e Cl^- . Ponto Azul: água amostrada; Linha a preto: reta de mistura de água.....	27
Figura 5.2 - Relação entre a concentração do ião Cl^- e a condutividade (em $\mu\text{S}/\text{cm}$).	28
Figura 5.3 – Representação em gráfico da relação entre o sulfato e a condutividade.	28
Figura 5.4 - Relação entre iões cloreto e sulfato. Alinha preta representa a linha de misturas com água do mar.....	28
Figura 5.5 - Relação entre a concentração dos iões bicarbonato e cloreto. A reta destacada a preto corresponde à linha de mistura de água.....	29
Figura 5.6 - Relação entre a concentração dos aniões sulfato e nitrato.....	29
Figura 5.7 - Projeção das águas estudadas em diagrama de Piper.	32
Figura 5.8 – Representação dos resultados obtidos em diagrama de Stiff.	33
Figura 5.9 - Projeção das amostras em diagrama TAS do Qualigraf, adaptado do diagrama de Riverside do U.S. Soil Salinity Laboratory em 1954, para avaliação da qualidade da água para rega.	34
Figura 6.1 - Síntese da estratégia de modelação.....	38
Figura 6.2 - Visualização em Google Maps do domínio espacial associado ao levantamento topo-hidrográfico no âmbito do projeto COSMO (Cosmonline, 2014) Retirado de: https://cosmo.apambiente.pt/data/123	39
Figura 6.3 -Representação das malhas computacionais - regional e local.	40
Figura 6.4 - Batimetria utilizada para correr o modelo XBEACH.	40
Figura 6.5 - Exemplo de modelação da agitação com o XBEACH.	41
Figura 6.6 - Mapas de inundação costeira: (A) Nível do mar atual (2 m); (B) Nível do mar em situação de evento extremo (3 m).	42

Figura 6.7 - Registo videográfico dos efeitos da tempestade Hércules (2014), obtido de Euronews (2014): (A) - Imagem minutos antes do galgamento; (B) - Imagem durante galgamento.	42
Figura 7.1 - Localização do modelo de fluxo e transporte de massa: a linha verde representa o perfil da zona do aquífero modelado.	46
Figura 7.2 - Mapa do topo do aquífero.	47
Figura 7.3 - Distribuição espacial dos valores de recarga direta do aquífero.	48
Figura 7.4 - Distribuição espacial dos valores de piezometria local.	48
Figura 7.5 - Distribuição espacial da condutividade hidráulica horizontal.	49
Figura 7.8 - Representação esquemática da problemática de transformação de coordenadas e adaptação da malha.	50
Figura 7.9 - Malha do modelo de fluxo e transporte de massa, em secção transversal à área de estudo.	51
Figura 7.10 - Esquema representativa das matrizes de rotação e translação a aplicar nas coordenadas locais.	51
Figura 7.11 - Janela de visualização em Matlab, do código de transformação de coordenadas locais para coordenadas reais de mapa.	52
Figura 7.12 - Exemplo de script em Matlab utilizada para conversão de dados. Dados referentes ao modelo digital de terreno (MDT).	52
Figura 7.13 - Mapa da espessura da lâmina de água na área de inundação em classes (em mm), através de ArcGIS. (A) - Cenário de inundação com 2 m (NMM); (B) – Cenário de inundação com 3 m (NMM).	55
Figura 7.14 – Nível piezométrico (m) simulado, quando ocorre o galgamento oceânico.	57
Figura 7.15 – Nível piezométrico (m) simulado, após ano de evento extremo equivalente a aquífero sem inundação.	58
Figura 7.16 - Mapa concentração do ião cloreto (mg/L) para o cenário 1, durante o fenómeno de galgamento.	59
Figura 7.17 – Mapa da concentração do ião cloreto (mg/L) para o Cenário 1, 1 ano após o evento extremo oceânico.	60
Figura 7.18 – Mapa concentração do ião cloreto (mg/L) para o Cenário 1, 5 anos após o evento extremo oceânico.	60
Figura 7.19 – Nível piezométrico (m) simulado, quando ocorre o galgamento oceânico com 3 m de altura.	61
Figura 7.20 – Nível piezométrico (m) simulado, após o evento de galgamento oceânico de 3 m, já semelhante a situação de referência.	62
Figura 7.21 – Mapa da concentração em ião cloreto (mg/L) na área de estudo para o Cenário 2, durante a ocorrência do galgamento oceânico.	63
Figura 7.22 – Mapa da concentração de ião cloretos(mg/L) para o Cenário 2, 1 ano após o evento extremo.	64
Figura 7.23 – Mapa da concentração do ião cloreto (mg/L) para Cenário 2, 5 anos após o evento extremo	64

Lista de Tabelas/Quadros

Tabela 4.1 – Variáveis da análise granulométrica aos solos amostrados.	16
Tabela 4.2 - Quadro dos resultados obtidos pelo método gráfico logarítmico de Folk & Ward do GRADISTAT.	17
Tabela 4.3 - Resultados da determinação da frequência acumulada para as amostras de recolhidas.....	18
Tabela 4.4 - Permeabilidade calculada pela fórmula de Hazen para as amostras de solos.	20
Tabela 5.1 – Parâmetros físico-químicos medidos in situ nas águas amostradas.....	21
Tabela 5.2 - Tabela de erros de balanço admissíveis em função da condutividade elétrica, segundo Custodio & Llamas (1983).	22
Tabela 5.3 - Tabela de erro de balanço iônico, segundo Logan (1965).....	22
Tabela 5.4 - Resumo das análises químicas laboratoriais das amostras coletadas.	23
Tabela 5.5 - Dureza total e a sua designação respetiva segundo Mendes & Oliveira (2004).	24
Tabela 5.6 - Classificações de total de sais dissolvidos, e respetiva classe, segundo Fetter (1994).	24
Tabela 5.7 - Índices hidrogéocímicos nas amostras estudadas.	30
Tabela 5.8 - Representação dos dados e das proporções obtidas para introdução à modelação química em PHREEQC.....	35
Tabela 5.9 - Síntese da composição química da água do mar segundo PHREEQC.....	35
Tabela 5.10 - Quadro comparativo das misturas de águas ideais com as amostras de água recolhidas em campo.	36
Tabela 6.1 - Síntese dos parâmetros utilizados para a condição de agitação marítima.	39
Tabela 7.1 - Síntese das medições de níveis de água ao longo do canal nos pontos de recolha de amostra, e espessura estimada.	50
Tabela 7.2 - Valor máximo e mínimo da cota de água do canal, cota da base do canal e condutividade hidráulica da base do canal.....	50

1. Introdução e Objetivos

Os aquíferos costeiros são, por norma, aquíferos vulneráveis pela sua proximidade ao mar e por estarem sujeitos a elevada pressão antrópica. Pela proximidade ao mar estes aquíferos são afetados pelas variações das marés e do nível médio do mar, que controlam o avanço da interface água doce – água salgada para o interior do aquífero. As pressões antrópicas, causadas por exploração de água subterrânea e impermeabilização dos solos, reduzem o fluxo de água doce que chega ao litoral e induzem a intrusão de água do mar nos aquíferos. Com o aquecimento global e a subida do nível médio da água do mar, muitos sistemas costeiros estão sujeitos a modificações como a aceleração dos processos erosivos, danos nas infraestruturas de proteção costeira, inundação costeira e, em consequência, a intrusão salina e a contaminação das águas subterrâneas.

As alterações climáticas, para além de contribuírem para a subida do nível médio do mar, podem variar em intensidade, frequência, extensão espacial, duração e período os eventos meteorológicos, possibilitando eventos extremos sem precedentes (sobre-elevação meteorológica ou *storm surge*) (Elsayed & Oumeraci, 2017).

As populações e as cidades estão sujeitas a diversos riscos, principalmente durante fenómenos extraordinários como eventos de condições extremas tais como *storm surges*, ondas de grande altura, inundações, inundações com quebra de barreiras costeiras, que podem provocar danos a longo prazo. Porém, existem danos indiretos capazes de provocar grandes prejuízos quando associados a fenómenos de condições extremas, que muitas vezes não são incluídos nos testes de inundação (*flood risk assessments*¹). Um desses exemplos é a contaminação da água subterrânea por infiltração da água do mar que transpõe as defesas costeiras, durante e após, cheias costeiras (Elsayed & Oumeraci, 2017).

A contaminação dos aquíferos costeiros por sais marinhos pode ocorrer por avanço da cunha salina para o interior do aquífero, mas também por recarga com águas muito mineralizadas, nomeadamente por água do mar durante inundações marítimas associadas a tempestades. Quando ocorrem inundações marítimas, a água salgada pode manter-se por algum tempo na superfície dos terrenos e infiltrar-se no aquífero, pelo que a contaminação salina associada a eventos extremos de galgamento oceânico e a inundação marítima podem ser significativas.

As inundações costeiras podem ser caracterizadas como um fenómeno hidrológico decorrente de causas marinhas associado a situações de eventos extremos, com ocorrência nos troços terminais dos cursos de água costeiros aquando situações de escoamento fluvial abundante. O escoamento, quando conjugado com o efeito de maré (em situação de preia-mar) ou com efeito de *storm surge*, eleva o nível da água do mar, causando o seu transbordo.

¹ Avaliação do risco de inundação que contabiliza todos os riscos de inundação, nos quais se identificam todas as medidas de mitigação de inundação e que providencia conselhos sobre as ações a tomar ante e durante uma inundação.

O projeto de investigação apresentado nesta dissertação teve por objetivo principal a avaliação dos impactos de um episódio de galgamento e inundação costeira em aquíferos costeiros. A avaliação dos impactos das alterações climáticas, associadas a eventos extremos, em aquíferos costeiros tem sido realizada com o recurso a modelos numéricos de fluxo e transporte de massa. O conhecimento do comportamento dos aquíferos e a sua resposta aos impactos contribui para a prevenção e redução do risco local e para uma correta gestão dos recursos hídricos e do litoral.

Este objetivo foi concretizado no litoral do concelho de Almada devido à sua extensão e à presença de aquíferos costeiros suscetíveis aos efeitos das alterações climáticas, em particular, à subida do nível médio da água do mar, à diminuição de recarga e à alteração da qualidade da água.

1.1. Organização

O presente documento encontra-se dividido em nove capítulos, da seguinte forma:

No Capítulo 1 é feita uma breve introdução ao trabalho realizado, em que são apresentadas as motivações gerais e a importância do tema a tratar.

No Capítulo 2, uma caracterização da área em estudo é descrita, nomeadamente a sua localização geográfica, geológica, tectónica, geomorfológica, hidrogeológica e climática.

Seguidamente, no Capítulo 3, descreve-se a metodologia utilizada nesta dissertação, referindo os objetivos específicos, o trabalho de campo realizado, o trabalho laboratorial e os programas utilizados.

No Capítulo 4, é explicado como foi determinada a permeabilidade dos solos e quais os resultados obtidos.

No Capítulo 5, são apresentados os resultados das análises da composição físico-química das águas amostradas, a sua avaliação de qualidade para rega, e os resultados da proporção água doce- água salgada.

No Capítulo 6 expõe-se a modelação do galgamento oceânico indicando qual a situação de referência, malha computacional, batimetria local utilizada e os resultados obtidos.

O Capítulo 7 trata da hidrodinâmica do aquífero, estabelecendo os dados de entrada para a realização da modelação de fluxo e de transporte de massa, assim como o procedimento mais detalhado da modelação e os resultados da mesma.

No Capítulo 8 tecem-se as principais conclusões retidas do estudo e referem-se os possíveis desenvolvimentos futuros.

No Capítulo 9 apresenta-se a lista de referências bibliográficas utilizadas no decorrer do trabalho.

E por último, no Capítulo 10 estão incluídos todos os anexos deste trabalho.

2. Caracterização da Área em Estudo

2.1. Enquadramento Geográfico

O concelho de Almada (Figura 2.1), localiza-se no litoral centro de Portugal Continental, na margem esquerda do Rio Tejo (região NW da Península de Setúbal), distrito de Setúbal. Este município encontra-se integrado na Área Metropolitana de Lisboa (NUTII), na sub-região da Península de Setúbal (NUTIII) com uma área total de aproximadamente 70 km² e 174 030 habitantes (densidade populacional – Censos, 2011 *In* Divisão de Estudos e Planeamento, 2014). O seu limite este e sul é respetivamente o concelho de Sesimbra e o do Seixal, a Norte e Nordeste o rio Tejo (e o seu estuário) e a Oeste, o Oceano Atlântico.

A área em estudo enquadra-se na zona litoral do concelho de Almada, setor noroeste, entre a Cova do Vapor-Trafaria e a Costa da Caparica, estando limitada a Este e Oeste, respetivamente, pela arribas fósil da Costa de Caparica e o mar. O seu domínio cartográfico abrange duas folhas da Carta Geológica de Portugal Continental, à escala 1:50.000, 34-C (Cascais) e 34-D (Lisboa); e na Carta Topográfica, à escala 1:25.000, as folhas 431 (Lisboa) e 441-B (Costa de Caparica (Simas, 2014).

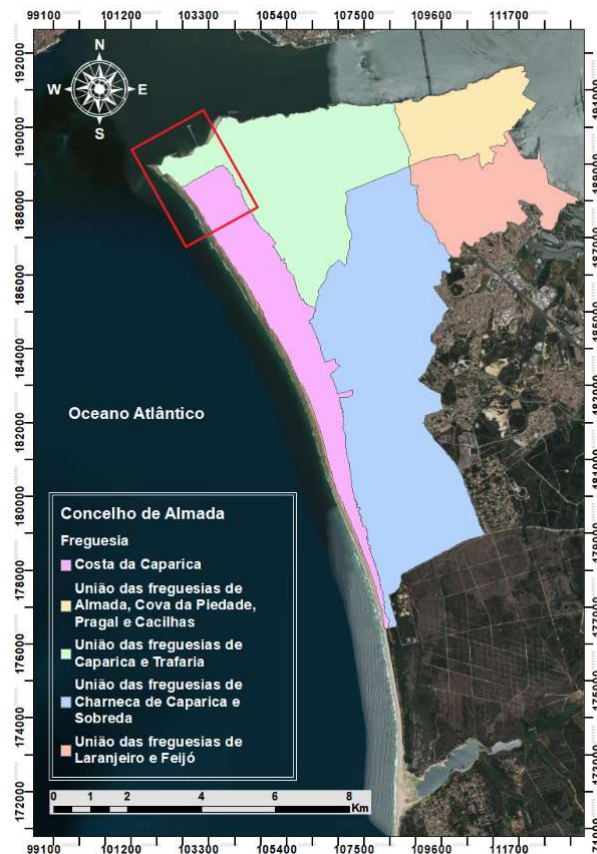


Figura 2.1 - Mapa de enquadramento geográfico da área em estudo (retângulo vermelho) no concelho de Almada, em Portugal Continental. Identificação das respetivas freguesias que constituem o concelho na área em estudo.

2.2. Enquadramento Geológico

2.2.1. Litostratigrafia

As seguintes descrições baseiam-se na classificação realizada por Pais *et al.* (2006) na notícia explicativa da folha 34-D. A área estudada localiza-se na Bacia do Baixo Tejo, cuja direção NE-SW corresponde a uma depressão tectónica alongada e de vasta área, originada durante movimentação tectónica orogénica na fase de inversão da Bacia Lusitaniana no Miocénico (Pais *et al.*, 2006; Simões, 1998).

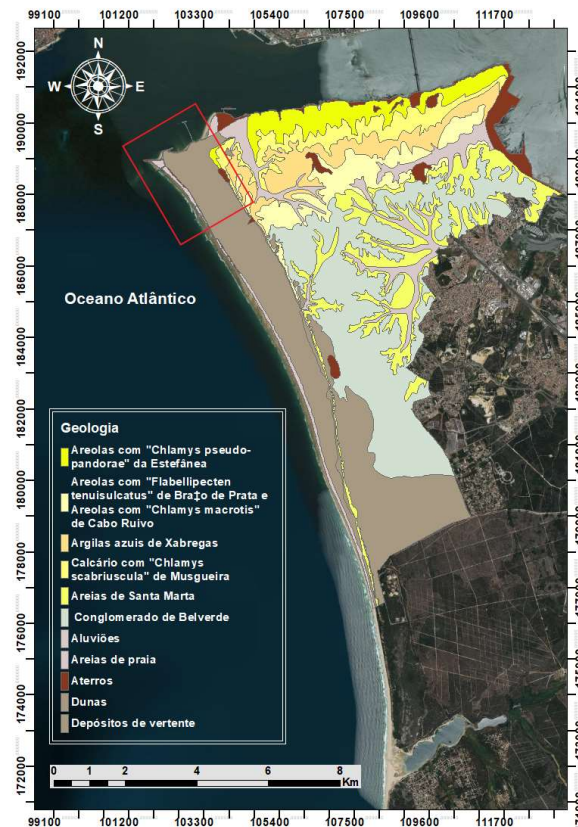


Figura 2.2 - Mapa litológico da área em estudo (retângulo vermelho) inserida no concelho de Almada, com base nas cartas geológicas de Portugal Continental, à escala 1:50000 (in Ferreira, 2012).

No concelho de Almada ocorrem formações sedimentares do Miocénico, na zona mais a norte do concelho e formações do Pliocénico e Plio-plistocénico na zona sul, existindo ainda depósitos de cobertura recentes (Figura 2.2). Na zona litoral (setor oeste do concelho) observam-se essencialmente depósitos e sedimentos de idade holocénica.

As formações miocénicas aflorantes correspondem a depósitos continentais e marinhos, alternados, característicos de alargada planície aluvial sujeita a transgressões, localizados na vertente norte do corredor do Estuário do Tejo e na Arriba Fóssil da Costa da Caparica, associando-se a sedimentos como siltes, argilas, areias finas a grosseiras com biocalcarenítos, e presença de margas e calcários com conteúdo fossilífero (Lamas, 1998; Simões, 2009).

Sobre estas camadas do Burdigaliano ao Tortoniano, assentam em paraconformidade sedimentos de idade Pliocénica correspondentes à *Formação de Santa Marta* (P_{sm}), constituída por conglomerados poucos espessos e descontínuos e, de seguida, areias (finas a grosseiras), com intercalações lenticulares argilosas, de origem fluvial, com estratificação entrecruzada e/ou estruturas convolutas. As suas espessuras, na ordem dos 50 m, afloram ao longo de toda a faixa litoral.

Sobreposta a esta formação, que forma uma plataforma a sul do concelho, constitui-se o Plio-Plistocénico com arcoses, depósitos conglomeráticos, arenitos arcósicos e argilitos e calcários margosos (conhecido como *Conglomerado de Belverde* (O_{bc})) cujos clastos são sub-rolados de variadas matrizes e minerais. Esta formação encontra-se associada a um episódio deposicional de um pré-Tejo antes da instalação do canal de escoamento atual. As espessuras encontradas variam entre os 5 e os 10 metros. A geomorfologia local definiu, na plataforma, vales largos e de reduzido encaixe, possibilitando a ocupação do fundo por material aluvionar de idade holocénica, com espessuras variáveis (Zbyszewski, 1963).

O Holocénico é constituído por depósitos de cobertura, integrando areias de duna (d), depósitos de vertente (v) e aluviões e/ou aterros (a). As formações dunares consoante a sua localização variam as suas características, existindo dois tipos principais, as areias de duna no sopé da arriba e as que existem no topo da mesma. Na região da Mata dos Medos estão presentes *areias de dunas* e, em certos locais, como os Capuchos e a Fonte da Telha, existem paleossolos intercalados nas dunas. As *areias de praia* representam uma faixa contínua no litoral da região de Almada. Em relação aos depósitos de vertente, estes estão quase sempre presentes no sopé da arriba fóssil. As *aluviões* encontram-se sobretudo nas linhas de água do concelho. Em locais como nos Capuchos, nos terrenos da Faculdade de Ciências e Tecnologias e do Almada Fórum, os *aterros* apresentam expressão cartográfica (Pais *et al.*, 2006).

2.2.2. Tectónica-Estrutural

A área em estudo, inserida no concelho de Almada, situa-se no flanco norte do sinclinal da lagoa de Albufeira cujo eixo é coincidente com o eixo da lagoa (Figura 2.3). Existem falhas normais e inversas a intercetar as camadas de areias e argilitos, tanto nas colinas da Trafaria e Cacilhas como ao longo das vertentes viradas para o Oceano Atlântico (Simões, 2009).

Em Lisboa e nas colinas de Trafaria- Almada expressam-se duas zonas de deformação dúctil com a direção E-W de idade ante-pliocénica, sendo uma ao longo das colinas Trafaria – Almada e na região de Lisboa e outra correspondente a um monoclinal com direção N-S na área de Lisboa. Os dobramentos afetam todas as formações geológicas ante-pliocénicas. Na região existe ainda um acidente tectónico que afeta o troço terminal do rio Tejo, designado por “Falha do Gargalo de Tejo”, cuja sua direção é E-W e que constitui uma rampa de cavalgamento vergente para Sul (Pais *et al.*, 2006; Caria, 2012).

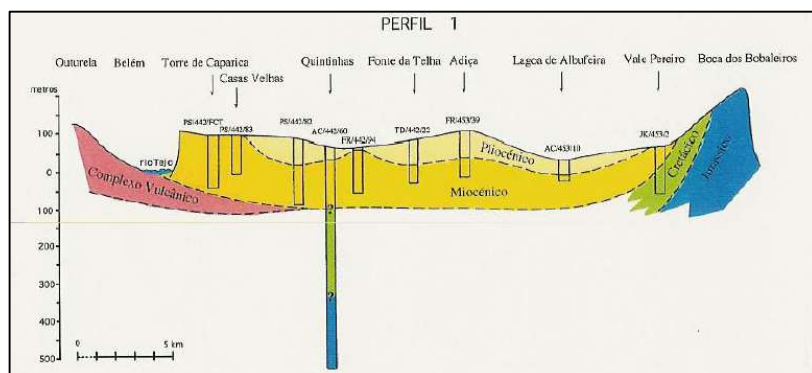


Figura 2.3 - Perfil geológico transversal ao eixo da Bacia do Tejo, definido como "Perfil 1". (Retirado de: Simões, 1998).

2.2.3. Geomorfologia

Na área de estudo existe uma conexão entre o “*interland*” e os vales na arriba, destacando-se, como figuras geomorfológicas a norte, a escarpa marginal limitada pelo rio Tejo (com 10 km de extensão), a Este, a arriba fósil, que se estende ao longo da Costa de Caparica (mais de 13 km de frente de mar) (Quadrado *et al.*, 2006), e ainda a planície costeira da Costa da Caparica. No sector sul do local em estudo, a geomorfologia é mais suave, variando as cotas entre 44 e 81 m (Figura 2.4). A geomorfologia da região é condicionada por sequências de camadas rochosas brandas e formações resistentes, calcareníticas ou margosas. As encostas apresentam na sua generalidade um processo de degradação e erosão natural mais rápida nas camadas mais brandas, que por falta de suporte colapsam, conduzindo a escorregamentos de terrenos e queda de blocos de dimensão variada, que se acumulam na base das vertentes (Caria, 2012; Simas, 2014).

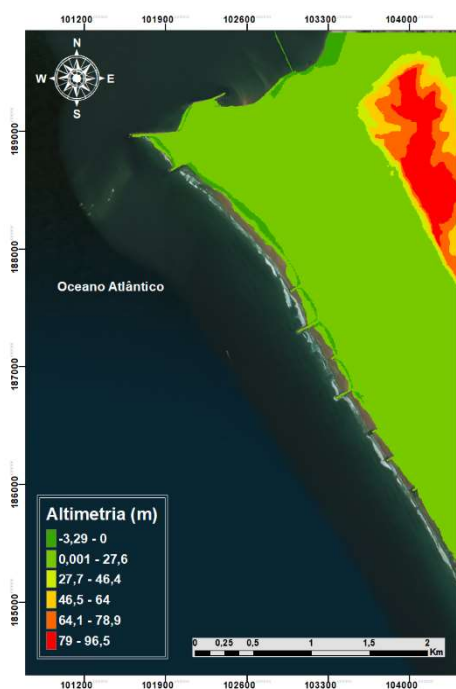


Figura 2.4 - Representação da altimetria da área em estudo; dados obtidos do programa COSMO. Retirado de: Cosmonline (2014).

2.3. Clima

O concelho de Almada localiza-se, segundo Cunha *et al.* (1980) *in* Ferreira *et al.* (1995), na zona Sul Mediterrânica, com relevo pouco acidentado e precipitações médias baixas. A precipitação varia significativamente ao longo do ano, acentuando-se no inverno, no período entre outubro e março, em que corresponde a 80% da precipitação anual. Por contraste, no semestre seco, entre abril e setembro, há meses em que não chove nenhum dia. De acordo com dados bibliográficos do Atlas do Ambiente e Caria *et al.* (2013), na região do concelho de Almada os valores de temperatura variam entre 16 e 17,5 °C e a precipitação média anual entre os 600 e 700 mm (mais a norte do concelho) (Figura 2.5). Para além das variáveis já mencionadas, segundo Caria (2012) *in* Ferreira (2012), um valor de evapotranspiração de 259,63 mm/ano foi estimado para o concelho de Almada.

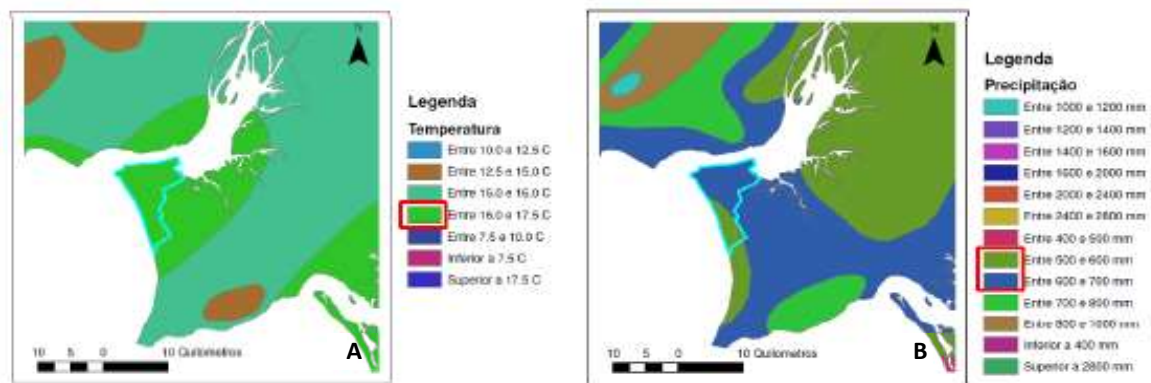


Figura 2.5 A – Mapa de temperatura média anual; B - Mapa de precipitação média anual; dados Atlas do Ambiente *in* Caria *et al.*, 2013.

2.4. Enquadramento Hidrológico e Hidrogeológico

A região de Almada é marcada por drenagem superficial, sobretudo na região Norte, devido à escarpa paralela ao troço do rio Tejo, que contribui para o escoamento em direção ao rio Tejo. A drenagem ocorre também para o Estuário (entre Cacilhas e o Seixal) e para o Oceano Atlântico tendo em consideração a Arriba Fóssil da Costa de Caparica. É na zona Norte do município que ocorre presença de linhas de água em maior concentração e de maiores dimensões, o que evidencia um maior escoamento, em oposição, ao setor sul do concelho, que pela falta de expressão morfológica, apresenta terrenos mais aplanados. A área de estudo segundo a Figura 2.6 localiza-se na sub-bacia Litoral Oeste.

O sistema aquífero da Margem Esquerda da Bacia do Baixo Tejo-Sado é constituído por formações porosas, em que ocorre variação no comportamento hidrogeológico de aquífero confinado a semiconfinado, por variações laterais ou verticais nas fácies litológicas.

Este sistema apresenta uma extensão de 6875 km² e é constituído, na região da Península de Setúbal, por um aquífero superior livre, instalado nas camadas do topo do Pliocénico e depósitos detríticos mais recentes. Abaixo deste conjunto, existe um aquífero confinado, multicamada, que tem como base as camadas da base do Pliocénico e as formações greso-calcárias do Miocénico. Subjacente a este encontram-se formações margosas espessas e um aquífero confinado, multicamada, cujo suporte são formações greso-calcárias da base do Miocénico. Dada a natureza das formações existentes, o sistema é considerado essencialmente poroso. Em locais onde se verifica uma exploração acrescida ocorrem contaminações provocadas pelo avanço da frente salina (Almeida *et al.*, 2000).

O aquífero superior livre, constituído pelas formações pliocénicas, de acordo com Almeida *et al.* (2000), apresenta uma produtividade de 15,5 L/s, uma transmissividade entre os 100 e os 3000 m²/dia. Caria (2012), determinou um valor de recarga distribuída de 99 mm/ano para 77% da área do concelho. A fácies hidroquímica da água proveniente deste aquífero é cloretada sódica e cálcica a bicarbonatada calco-magnésiana. As zonas de descarga associadas são o Rio Tejo e o Oceano Atlântico.

O aquífero, constituído por formações do Miocénico, corresponde ao aquífero confinado, multicamada, que segundo Almeida *et al.* (2000), apresenta uma produtividade de 35 L/s, transmissividade entre os 127 e os 693 m²/dia e um coeficiente de armazenamento de 10⁻³. A fácies hidroquímica associada é essencialmente bicarbonatada calco-magnésiana. A zona de descarga, por sua vez, corresponde ao rio Tejo e ao Oceano Atlântico.

As entradas no sistema provêm da infiltração direta nos depósitos pliocénicos, que por sua vez contribuem para a recarga (de aproximadamente 16 hm³/ano) dos aquíferos inferiores. Nas formações miocénicas, a recarga é dada por drenância das formações suprajacentes e por infiltração direta proveniente da precipitação ou dos cursos de água. As zonas de descarga ocorrem para o rio Tejo e Oceano Atlântico (*ibidem*).

De modo geral, as águas presentes no concelho quanto à sua qualidade para uso agrícola, representam um perigo de alcalinização do solo baixo e de salinização do solo baixo a médio. Em relação à qualidade para consumo humano, as águas são classificadas de fracas para consumo humano.

Almeida *et al.* (2000) refere que neste sistema aquífero predominam as fácies bicarbonatadas cálcicas ou calco-magnésianas, fácies cloretadas sódicas e em alguns contextos de água, fácies mistas. Para uma análise e caracterização mais detalhada da composição química do aquífero da área de estudo, recorreu-se aos trabalhos de Ferreira (2012) e Strom (2014), que estudaram as águas subterrâneas na planície da Costa da Caparica e que mostram tratar-se de águas com fácies mistas, sulfatadas ou cloretadas cálcicas ou magnésianas, e águas bicarbonatadas cálcicas ou magnésianas (Figura 2.8).

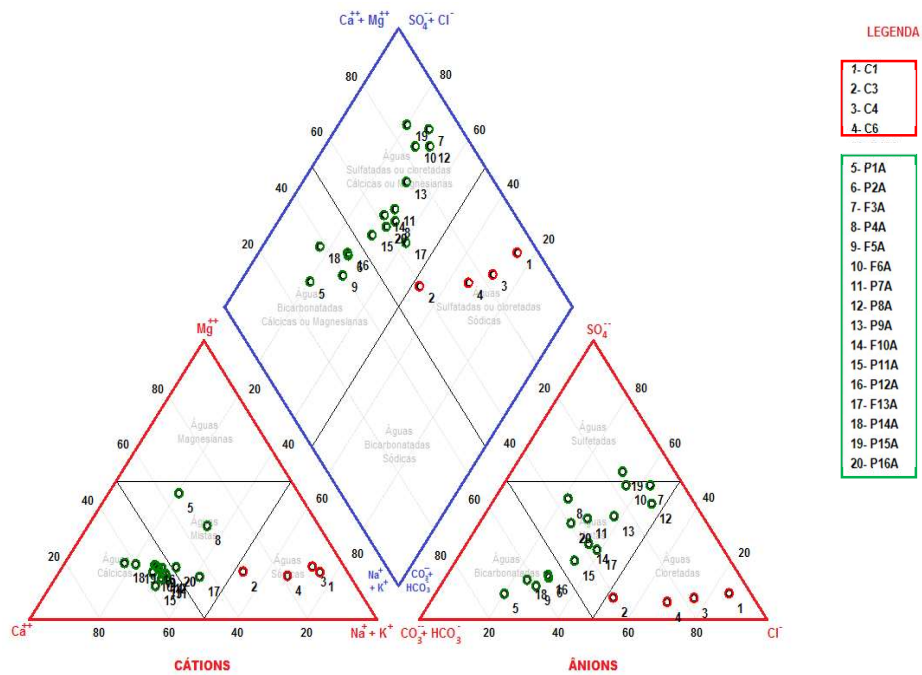


Figura 2.8 - Projeção em diagrama de Piper, das amostras estudadas (destaque a vermelho na legenda) e das amostras obtidas por Ferreira (2012) (destaque a verde na legenda).

3. Metodologia

As etapas principais para atingir o objetivo geral proposto neste projeto de investigação foram as seguintes:

- Identificação de pontos de água para avaliação da qualidade e da profundidade da água no aquífero na situação atual, bem como a determinação de parâmetros hidrodinâmicos.
- Determinação da permeabilidade do aquífero, com o recurso à amostragem e realização de análises granulométricas e estimação da porosidade;
- Modelação numérica do galgamento oceânico recorrendo aos *softwares* XBEACH e SWAN para dois cenários de simulação;
- Modelação numérica do fluxo e transporte de massa no aquífero livre com recurso ao programa *Processing Modflow for Windows* (PMWIN). A situação atual é modelada em regime permanente e os impactes associados às alterações climáticas e eventos extremos serão modelados em regime transitório, permitindo a previsão da contaminação do aquífero por água do mar.

3.1. Amostragem de solos e água superficial

A amostragem na área em estudo foi realizada em duas campanhas, uma primeira em outubro de 2018 (22/10/2018) e uma segunda em janeiro de 2019 (22/1/2019). Na primeira campanha de campo foi feito um reconhecimento da área, para perceber as características do local em estudo e uma identificação dos pontos de água. Para além deste trabalho, foram ainda recolhidas amostras de solo (8 amostras), as quais foram tratadas em laboratório e sujeitas a análise granulométrica para uma estimação da porosidade dos sedimentos e determinação da permeabilidade dos solos.

Na segunda fase, uma vez que não foi possível a obtenção de pontos de água e tendo sido identificado um canal de drenagem na área, procedeu-se à amostragem de água (4 amostras) no canal para a realização de análises físico-químicas laboratoriais. Para se compreender o efeito do canal de drenagem sobre a área de estudo relativamente à modelação aquífera foram realizadas ainda medições da cota do nível de água no canal, com o equipamento GNSS (Global Navigation Satellite System) da marca Leica Geosystems, com os modelos GPS 900 e NetRover. Este equipamento permite realizar a correção diferencial em tempo real através do serviço da ReNEP2 (Rede Nacional de Estações Permanentes), disponibilizado pela Direção Geral do Território (DGT) e estimar qualitativamente a espessura da água. Na Figura 3.1 observa-se a localização espacial das amostras de água recolhidas e na Figura 3.2 as amostras de solo.

As amostras de solo foram recolhidas com uma pá até uma profundidade aproximada de 20 cm e uma quantidade de 1 a 2 kg de solo. O material coletado foi guardado em sacos de plástico, devidamente identificados com designação do local de amostragem, data e número de amostra. Este processo foi realizado para cada uma das amostras recolhidas.

Nos locais seleccionados para recolha de amostras de água (C1, C3, C4 e C6) procedeu-se à medição de parâmetros *in situ*, tais como a temperatura, o pH, a condutividade elétrica e o total de sólidos dissolvidos (TDS). As amostras foram recolhidas em frascos de polietileno de alta densidade e transportadas numa caixa refrigerada para o laboratório. As amostras foram analisadas no Laboratório de Análises do IST – Instituto Superior Técnico, para determinação da concentração em elementos maiores.



Figura 3.1 - Localização dos pontos de colheita de água e canal de drenagem existente na área em estudo (linha azul).

3.2. Análise Granulométrica

A granulometria ou análise granulométrica trata-se do estudo da distribuição da dimensão dos grãos de um solo, ou seja, corresponde à determinação das dimensões de partículas e as suas percentagens de ocorrência. A finalidade deste estudo é conhecer a distribuição granulométrica com vista à determinação do parâmetro diâmetro equivalente (D_{10}) e a respetiva permeabilidade do sedimento.

Atente-se que as amostras registadas como CC1 rep e CC5 rep correspondem a réplicas das amostras CC1 e CC5. Estas amostras apresentavam sedimentos superiores a 2 mm, pelo que se entendeu a necessidade de perceber se existia um peso significativo para os resultados granulométricos. Deste modo, foram analisados os resultados em duas situações distintas, uma primeira em que não há consideração do material “grosso” nas réplicas e uma segunda em que há consideração do peso do mesmo.

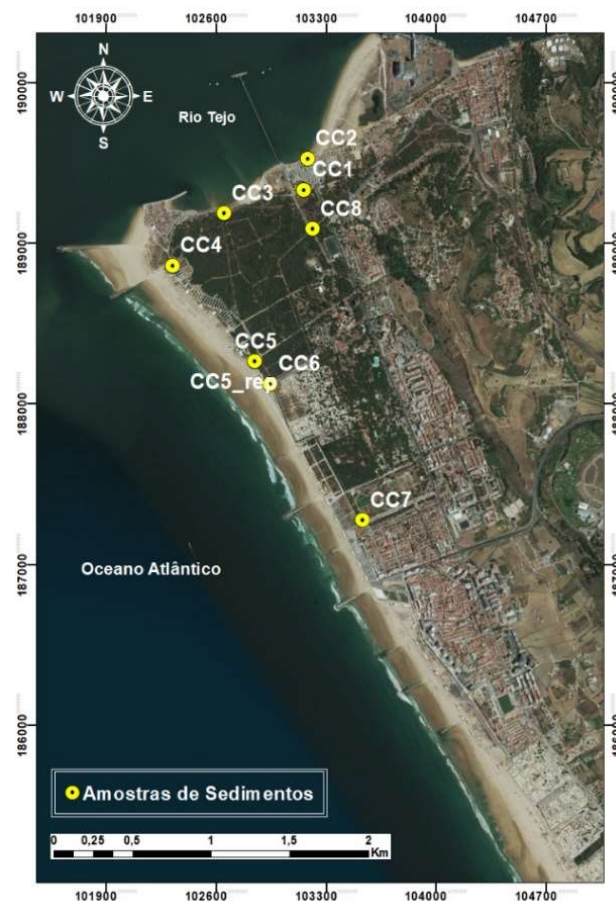


Figura 3.2 - Mapa de localização das amostras de solo recolhidas no campo.

A metodologia seguida para esta etapa do trabalho consistiu na lavagem das amostras para retirar quaisquer sais solúveis existentes e posterior colocação na estufa. Uma vez na estufa as amostras foram secas a uma temperatura de 60 °C, para eliminar a humidade por um período de, pelo menos 72 horas. Após secagem, as amostras foram sujeitas a um processo de quarteamento de modo a obter-se uma quantidade de amostra

de aproximadamente 120 g. Este processo foi repetido duas vezes para que o quarteamento fosse o mais homogêneo possível.

Uma porção dos sedimentos quarteados foi pesada e o seu peso registado, procedendo-se posteriormente à sua lavagem para que se pudesse separar o material grosseiro do fino - separação por via húmida. Este procedimento consiste na separação dos sedimentos através de um crivo cuja malha é de dimensão 4 ϕ (equivalente a 63 μm), com o auxílio de água corrente. O material fino (inferior a 63 μm) foi armazenado em *goblets* e colocado no banho de areia para evaporação da água. O material grosseiro (superior a 63 μm), retido no crivo 4 ϕ foi recolhido e levado à estufa a 105 °C para secagem. Uma vez seco, o material grosseiro foi submetido a ensaio granulométrico denominado “Ensaio de Peneiração”.

O erro de execução (Equação 3.1) da granulometria calculado foi inferior a 1%, o que indica que a execução dos resultados foi satisfatória. Este erro foi calculado segundo a fórmula:

$$\text{Erro (\%)} = \frac{(\text{Peso Inicial} - \text{Peso Final})}{\text{Peso Final}} \times 100 \quad (3.1)$$

A percentagem de grosseiros (Equação 3.2.) e finos (Equação 3.3) foi determinada para perceber melhor a proporção de dimensão dos sedimentos, tendo sido determinada pelo quociente:

$$\% \text{ Grosseiros} = \frac{Am > 63 \mu\text{m} \times 100}{\text{Peso Inicial}} \quad (3.2)$$

$$\% \text{ Finos} = 100 - \% \text{ Grosseiros} \quad (3.3)$$

Os dados relativos à classe dimensional, textural e respetivos pesos de cada fração granulométrica foram inseridos no *software* GRADISTAT (versão 8.0) e avaliados segundo o método gráfico de Folk & Ward (1957). Este programa é um *software* desenvolvido pela Kenneth Pye Associaton, pelos autores Simon Blott e Kenneth Pye em 2001 (Blott & Pye, 2001), com o intuito de simplificar a análise de dimensão granulométrica. Os parâmetros característicos da distribuição granulométrica, são a média gráfica (M_z), o desvio padrão gráfico inclusivo (σ_1), assimetria gráfica inclusiva (Sk_1) e curtose gráfica (K_G).

3.3. Modelação numérica do galgamento oceânico

Para simular o galgamento oceânico utilizou-se uma estratégia de modelação composta por um acoplamento entre os *softwares* SWAN (*Simulating Waves Nearshore*, - versão 41.31, Delft University of Technology) para modelar as ondas do largo até à zona próxima de rebentação e o modelo XBEACH (*eXtreme Beach Behavior*, Kingsday version) para simular o galgamento e inundação costeira (Sanuy *et al.*, 2019).

O modelo SWAN trata-se de um modelo espectral de alta resolução, de terceira geração, que possibilita a estimação das condições de agitação marítima ao largo, simulando a geração de ondas na superfície do mar e efetuando a sua propagação até zonas costeiras abertas.

O *software* XBEACH (Booji *et al.*, 1999) corresponde a um modelo de duas dimensões (2D), composto por vários sub-modelos que permitem simular os diferentes processos costeiros, nomeadamente o espraçamento, a erosão, galgamento dunar, etc (Pires, 2017). Neste programa define-se a malha a utilizar, expressando o domínio espacial da área em estudo, a batimetria local, as características da agitação marítima, estipula-se o nível de maré e o tempo de simulação. No âmbito desta dissertação, a metodologia seguida passou pela caracterização da agitação marítima, com propagação das ondas desde as zonas costeiras abertas até aos pontos junto à praia e a definição do nível de maré para obtenção da figura de inundação na área em estudo.

3.4. Modelação numérica do fluxo e transporte de massa no aquífero

A avaliação dos impactos das alterações climáticas, associadas a eventos extremos, em aquíferos costeiros tem sido realizada com o recurso a modelos numéricos de fluxo e transporte de massa em aquíferos. O conhecimento do comportamento dos aquíferos e a sua resposta aos impactos contribui para a prevenção e redução do risco e para uma correta gestão dos recursos hídricos e do litoral.

A preparação dos dados analíticos para serem utilizados passou por uma fase de criação e processamento dos mesmos, com recurso computacional ao *software* de linguagem em C, Matlab © versão R2019b, e ao *software* de informação geográfica, ArcGIS, versão 10.7.1. Os dados foram introduzidos na modelação numérica do fluxo e no transporte de massa.

Para alcançar os objetivos pretendidos, a infiltração e fluxo de água subterrâneo foram simulados usando o *software* *Processing MODFLOW for Windows* (PMWIN Version 5.3.1, criado por W. H. Chiang and W. Kinzelbach em 2001). O transporte de massa (ião cloreto) no aquífero foi realizado com o módulo MT3D que permitiu simular a entrada deste ião no aquífero, durante os períodos de galgamento oceânico e inundação e a recuperação da qualidade do aquífero após estes eventos extremos.

A situação atual foi modelada em regime permanente, com os respetivos indicadores e o evento extremo – galgamento oceânico, em regime transitório, o que permite a contaminação do aquífero pela água do mar. Foram simulados dois cenários de galgamento oceânico e a respetiva inundação.

4. Determinação da permeabilidade dos solos

A permeabilidade dos solos na zona em estudo, suscetível de ser inundada por galgamentos oceânicos, foi determinada tendo em consideração a granulometria dos solos amostrados, apresentadas nas Tabela 4.1 e Tabela 4.2 e na Figura 4.1. Os resultados obtidos através do GRADISTAT permitem caracterizar os sedimentos na área em estudo, em todo o seu domínio espacial, em termos de diâmetro médio, calibração, assimetria e curtose, comparando dados entre si (Tabela 4.2).

Tabela 4.1 – Variáveis da análise granulométrica aos solos amostrados.

Amostra	Tara (g)	Tara + Am (ante lavag.) (g)	Peso Inicial (g)	Tara + Am (> 63 μ m, pós lavag.) (g)	Am (> 63 μ m) (g)	Am (< 63 μ m) (g)	Peso final (g)	Erro (%)	% Grosseiros	% Finos
CC1	174,59	444,31	269,72	432,79	258,20	11,52	257,75	0,17	95,73	4,27
CC1 rep	280,22	446,57	166,35	439,82	159,60	6,75	158,99	0,38	95,94	4,06
CC2	178,72	479,99	301,27	463,07	284,35	16,92	283,75	0,21	94,38	5,62
CC3	168,36	444,63	276,27	442,74	274,38	1,89	274,15	0,08	99,32	0,68
CC4	177,73	454,75	277,02	443,48	265,75	11,27	264,94	0,31	95,93	4,07
CC5	282,2	508,05	225,85	490,64	208,44	17,41	210,00	- 0,74	92,29	7,71
CC5 rep	229,18	421,77	192,59	406,84	177,66	14,93	177,29	0,21	92,25	7,75
CC6	274,89	489,16	214,27	481,64	206,75	7,52	206,26	0,24	96,49	3,51
CC7	170,82	452,92	282,1	448,64	277,82	4,28	277,63	0,07	98,48	1,52
CC8	170,86	452,35	281,49	438,86	268,00	13,49	267,43	0,21	95,21	4,79

Os sedimentos foram caracterizados essencialmente como areias médias a grosseiras, de diâmetro médio entre 0,545 e 1,740 ϕ , e valor médio de 1,05 ϕ (exceto a amostra CC8 que se mostra muito grosseira, com diâmetros de – 0,731 ϕ). Relativamente à calibração, as amostras correspondem, na sua maioria, a areias mal calibradas, com exceção das amostras CC2 (moderadamente calibrada), CC3 (moderadamente bem calibrada), CC4 e CC8 (muito mal calibrada). Em relação à assimetria, o sedimento apresenta curvas de distribuição predominantemente do tipo muito negativas, com exceção de CC2 e CC3, que é negativa e simétrica, respetivamente. Os valores da curtose variam entre 0,469 e 3,273, com um valor médio de 1,67 ϕ . Pode ainda acrescentar-se a esta caracterização que o grupo textural obtido na maioria das amostras foi areias média com cascalho fino, com exceção das amostras CC1 rep* e CC2 que são classificadas como areias com cascalho muito fino. Este resultado indica que a porosidade dos solos estimada é de aproximadamente 0,25.

Tabela 4.2 - Quadro dos resultados obtidos pelo método gráfico logarítmico de Folk & Ward do GRADISTAT.

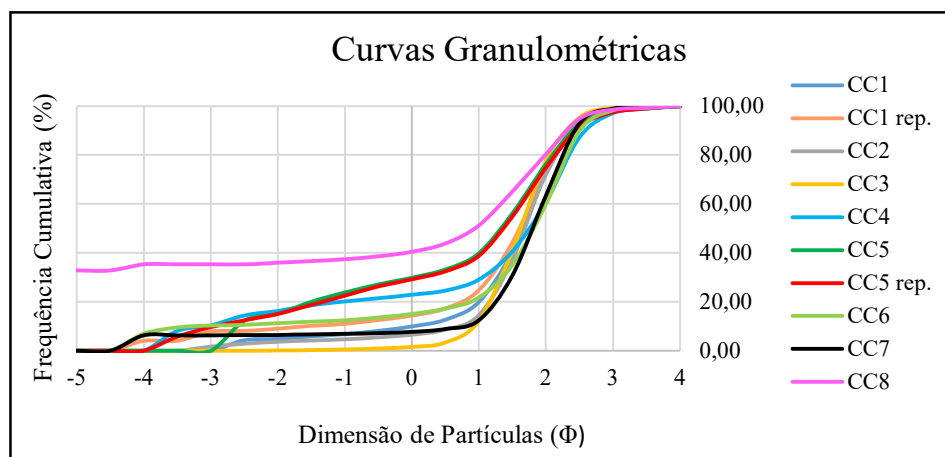
<i>Método Logarítmico de Folk & Ward</i>						
<i>Parâmetros/ Amostras</i>	Média (Mz)	Desvio Padrão (σ)	Assimetria (Sk₁)	Curtose (K_G)	D₁₀ (μm)	Nome do Sedimento (GRADISTAT)
CC1	1,545	1,064	- 0,385	1,962	190,80	Areia média com cascalho fino
CC1 rep.	1,370	1,383	- 0,512	2,358	193,20	Areia média com cascalho grosseiro
CC1 rep.*	1,599	0,814	- 0,263	1,367	190,80	Areia média com ligeiro cascalho muito fino
CC2	1,663	0,838	- 0,216	1,718	187,50	Areia média com ligeiro cascalho muito fino
CC3	1,619	0,560	- 0,048	1,035	198,60	Areia média com ligeiro cascalho muito fino
CC4	0,702	2,113	- 0,669	1,577	161,40	Areia fina com cascalho médio
CC5	0,545	1,864	- 0,524	0,814	190,20	Areia média com cascalho fino
CC5 rep.	0,584	1,989	- 0,551	0,977	185,50	Areia média com cascalho médio
CC5 rep.*	1,132	1,387	- 0,430	1,298	181,00	Areia média com cascalho muito fino
CC6	1,472	1,589	- 0,584	2,550	177,90	Areia fina com cascalho grosseiro
CC7	1,740	1,330	- 0,436	3,273	186,1	Areia média com cascalho grosseiro.
CC8	- 0,731	3,042	- 0,636	0,469	200,3	Cascalho muito grosseiro com areia.

Como referido anteriormente, foi realizada uma experiência em que se criaram réplicas para as amostras CC1 (CC1 rep.) e CC5 (CC5 rep.), para se perceber se as percentagens de sedimentos grosseiros tinham influência nos resultados. Para mostrar essa evidência entre a presença ou ausência de sedimento grosseiro (superior a -2ϕ), criou-se a CC1 rep* e a CC5 rep*. Os resultados desta experiência mostram que há uma influência na classificação do material relativamente às suas características texturais, nomeadamente o grupo textural, a calibração, assimetria e curtose. Porém, não foi possível estabelecer um dos resultados como melhor do que o outro, já que em termos de parâmetro D₁₀, importante para a determinação da permeabilidade, não parecem existir diferenças significativas nos resultados.

Um dos tratamentos de resultados de análises granulométricas consiste na determinação da frequência acumulada com vista à criação e projeção das curvas granulométricas. Deste modo, na Tabela 4.3, é possível observar a frequência acumulada das amostras na escala ϕ . Os resultados e a sua representação gráfica sob a forma de curva granulométrica (Figura 4.1), corroboram os resultados anteriormente obtidos de que a maioria das curvas são assimétricas, a tender para os grãos mais grosseiros com uma declividade acentuada que revela alguma uniformidade no sedimento.

Tabela 4.3 - Resultados da determinação da frequência acumulada para as amostras de recolhidas.

<i>Amostra</i>	Frequência Acumulada (%)									
<i>Escala ϕ</i>	CC1	CC1 rep.	CC2	CC3	CC4	CC5	CC5 rep.	CC6	CC7	CC8
-5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	32,77
-4,5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	32,77
-4	0,00	3,99	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	6,91	6,19	35,24
-3,5	0,00	3,99	0,00	0,00	8,07	0,00	5,68	9,45	6,19	35,24
-3,0	0,00	7,74	1,62	0,00	10,35	0,00	9,61	10,29	6,19	35,24
-2,5	4,24	8,00	2,85	0,00	14,37	12,30	12,42	10,51	6,35	35,24
-2,0	4,76	9,00	3,61	0,04	16,21	15,03	14,98	11,26	6,42	35,98
-1,5	5,79	10,15	4,12	0,21	18,57	20,00	18,73	11,84	6,66	36,60
-1,0	6,74	10,97	4,60	0,45	20,13	23,76	22,48	12,42	6,84	37,34
-0,5	8,01	12,50	5,41	0,80	21,39	27,05	26,24	13,58	7,16	38,53
0,0	9,87	14,40	6,51	1,51	22,82	29,81	29,18	15,01	7,67	40,39
0,5	12,68	17,28	8,60	3,34	24,58	33,15	32,48	17,17	8,82	43,84
1,0	19,89	24,71	14,46	12,06	29,04	39,82	38,77	21,64	12,36	51,22
1,5	40,35	44,17	37,02	40,98	40,60	56,12	54,84	35,03	30,73	65,10
2,0	72,18	73,60	72,42	77,63	60,73	76,30	74,87	59,90	63,50	80,35
2,5	94,01	94,64	92,73	95,34	87,28	92,85	91,63	89,89	93,11	94,89
3,0	98,02	98,13	97,49	99,34	97,09	97,80	97,50	98,32	99,00	98,61
3,5	99,15	99,37	99,16	99,78	99,00	99,14	99,04	99,32	99,70	99,36
4,0	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Figura 4.1 - Frequência acumulada (%) de cada amostra, em percentagem, segundo escala (ϕ).

Dado que o objetivo principal dos ensaios granulométricos era a caracterização da permeabilidade e da porosidade, o parâmetro D_{10} apresenta uma importância superior neste estudo. A permeabilidade ou condutividade hidráulica foi calculada a partir da curva granulométrica, utilizando a fórmula de Hazen (1982). Este parâmetro representa o diâmetro efetivo que tem 10% em peso de partículas com dimensões inferior a D_{10} . É indicativo da permeabilidade dos sedimentos e, quanto maior for o seu valor, maior será a permeabilidade.

Hazen, em 1982, desenvolveu uma fórmula matemática (Equação 4.1) que permite correlacionar estas duas variáveis - permeabilidade e diâmetro efetivo, e que se aplica a solos granulares cujo diâmetro efetivo varia entre 0,1 e 30 mm e com um coeficiente de uniformidade inferior a 5 (C_u) (Brassington, 2017).

$$K = C \times (D_{10})^2 \quad (4.1)$$

Em que,

K – definida pela Lei de Darcy, em cm/s, corresponde à condutividade hidráulica;

C – coeficiente empírico de Hazen que varia entre 40 e 150 e que, para areias médias pode ser considerado igual a 100.

D_{10} – diâmetro efetivo (cm), que corresponde à largura da malha do crivo que permite a passagem de 10% da amostra.

A permeabilidade média de areias, segundo Fernandes (2012), apresenta valores típicos de coeficiente de permeabilidade de solos de origem sedimentar entre 10^{-2} e 10^{-5} (intervalo de valores para areias finas, médias e grossas), já Brassington (2017) considera que os intervalos de condutividade para areias finas a grosseiras com gravilha apresentam valores de 10^{-1} a 10^2 m/dia. Geralmente existe uma proporcionalidade direta entre a granulometria e a permeabilidade, isto é, a permeabilidade dos solos e rochas tende a diminuir com a diminuição da granulometria. Utilizando a fórmula de Hazen, obtiveram-se os resultados de permeabilidade para os solos amostrados, expressos na Tabela 4.4, que mostram uma variação dos mesmos entre os 0,00026 e os 0,00040 m/s, o que, comparando com as classificações de Fernandes (2012) e Brassington (2017), parecem concordar com os valores parametrizados.

Simões (2010) estimou a condutividade hidráulica do aquífero Plio-quadernário da bacia do Baixo Tejo em Belverde pela curva de distribuição granulométrica com o método de Breddin, cujo valor para o aquífero livre, de condutividade hidráulica horizontal foi 62,9 m/dia. Apesar do valor inferior ao determinado por Simões (2010), aproximadamente metade do mesmo, a ordem de grandeza dos mesmos é bastante semelhante, revelando um resultado próximo da realidade. No entanto, devido à escassez de pontos levantados e uma vez que existiam dados já conhecidos para a condutividade hidráulica de sedimentos nas praias incluídas na área de estudo, foram ainda utilizados dados referentes a uma campanha de campo realizada no dia 7 de março de 2016, na praia de São João da Caparica e nas praias entre esporões, no alinhamento de perfis de praia, de perfis monitorizados no âmbito de uma parceria entre a Câmara Municipal de Almada (CMA) e o Instituto Dom Luiz (IDL) (cedidos pela Faculdade de Ciências). Dos perfis realizados as amostras correspondentes a PCC2, PCC6 e PCC10 foram as amostras escolhidas para conjugar com os resultados obtidos em campo, devido às suas localizações na região de estudo. Para além da designação principal, estas amostras foram diferenciadas consoante o local amostrado na praia, sendo que F – face de praia e B – berma.

Os resultados desta determinação da permeabilidade foram utilizados como parâmetro hidráulico na modelação numérica da recarga e fluxo subterrâneo no aquífero (Tabela 4.4).

Tabela 4.4 - Permeabilidade calculada pela fórmula de Hazen para as amostras de solos.

Amostras	D ₁₀ (μm)	D ₁₀ (mm)	D ₁₀ (cm)	K (cm/s)	K (m/s)	T (m ² /dia)
CC1	190,8	0,19	0,019	0,036	0,000364	31,45
CC1 rep.	193,2	0,19	0,019	0,037	0,000373	32,25
CC2	187,5	0,19	0,019	0,035	0,000352	30,38
CC3	198,6	0,20	0,020	0,039	0,000394	34,08
CC4	161,4	0,16	0,016	0,026	0,000260	22,51
CC5	190,2	0,19	0,019	0,036	0,000362	31,26
CC5 rep.	185,5	0,19	0,019	0,034	0,000344	29,73
CC6	177,9	0,18	0,018	0,032	0,000316	27,34
CC7	186,1	0,19	0,019	0,035	0,000346	29,92
CC8	200,3	0,20	0,020	0,040	0,000401	34,66
PCC2 (B)	186,7	0,19	0,019	0,035	0,000349	30,12
PCC2 (F)	191,8	0,19	0,019	0,037	0,000368	31,78
PCC6 (B)	155,1	0,16	0,016	0,024	0,000241	20,78
PCC6 (F)	188,8	0,19	0,019	0,036	0,000356	30,80
PCC10 (F)	189,2	0,19	0,019	0,036	0,000358	30,93

5. Composição físico-química da água

5.1. Parâmetros físico-químicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos medidos *in situ* nas águas amostradas estão representados na Tabela 5.1. As águas têm mineralizações (TDS) que variam entre 1,290 e os 17,95 g/L e o pH a variar entre 7,67 e 8,11. Assim, com base no valor de pH pode caracterizar-se, de um modo geral, as águas amostradas como apresentando um pH, neutro a básico, e segundo a classificação de Mendes & Oliveira (2004), integram-se na maioria dos tipos de uso da água. Pela análise espacial das amostragens verifica-se uma tendência para as amostras mais a sul da área em estudo, possuírem valores de pH ligeiramente mais elevados do que a norte.

Tabela 5.1 – Parâmetros físico-químicos medidos *in situ* nas águas amostradas.

Amostra	pH	T (°C)	TDS (g/L)	C.E. (mS)
P1	7,67	17,6	17,95	18,90
P2	8,11	13,5	10,97	11,54
C1	7,75	11,6	11,56	12,27
C2	7,68	11,9	6,17	6,59
C3	7,50	12,5	1,456	1,59
C4	8,02	12,5	5,051	5,30
C5	7,80	12,0	8,316	9,073
C6	7,47	12,6	1,290	1,40

A condutividade elétrica é a capacidade de uma água para conduzir eletricidade (Custodio & Llamas, 1983). Pode ser ainda definida como um parâmetro que permite avaliar a grau de mineralização que estabelece a relação entre o teor em sais minerais dissolvidos na água e a resistência que oferece à passagem de corrente elétrica. A condutividade afeta profundamente a capacidade de uso de uma água, para rega ou uso industrial, usualmente, esta situa-se na gama de valores dos 200 a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Os valores de condutividade variam entre 793 e 11 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Anexo 1), pelas análises laboratoriais. Dado que duas amostras, C1 e C4, do Anexo 1 apresentam valores de condutividade elétrica altos, tal pode significar presença de água do mar. Porém, dado que as amostras se localizam numa região com presença de alguns campos agrícolas e hortas comunitárias, podem existir diversas explicações para os resultados. A variação espacial dos resultados da condutividade mostra que não existe qualquer tendência espacial específica na região.

5.2. Análises químicas laboratoriais

5.2.1. Erro de Balanço (ERB) ou Erro prático de balanço (Ep)

Para o controle analítico de qualidade dos resultados obtidos, é necessário o cálculo do balanço iónico, ou erro de balanço (Equação 5.1). Segundo Custodio & Llamas (1983) *in* Möbus (2015), o erro pode ser definido pela fórmula apresentada abaixo.

$$Ep (\%) = \frac{\left| \sum catiões - \sum aniões \right|}{\sum catiões + \sum aniões} \times 200 \quad (5.1)$$

Estes autores afirmam que o erro teórico é o erro prático máximo considerando a condutividade elétrica. Quando ao aumentar a concentração iónica, numa relação de proporcionalidade entre a condutividade e a concentração iónica, o erro de balanço apresenta um decréscimo. Assim, os erros admissíveis definidos pelos autores são segundo a Tabela 5.2, os seguintes:

Tabela 5.2 - Tabela de erros de balanço admissíveis em função da condutividade elétrica, segundo Custodio & Llamas (1983).

Condutividade (μS/cm)	50	200	500	2000	> 2000
Erro permitido (%)	30	10	8	4	< 4

Um outro método utilizado é o de Logan, em 1965 (Möbus, 2015), que definiu o erro prático do seguinte modo (Equação 5.2):

$$Ep (\%) = \frac{\left| \sum catiões - \sum aniões \right|}{\sum catiões + \sum aniões} \times 100 \quad (5.2)$$

O erro teórico de balanço iónico é definido como o erro prático máximo permitido que tem em consideração os valores dos iões, conforme abaixo apresentado (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 - Tabela de erro de balanço iónico, segundo Logan (1965).

$\sum catiões$ ou $\sum aniões$	<1	1	2	6	10	30	>30
Erro permitido (%)	15	10	6	4	3	2	1

Dado que a fórmula mais comum a utilizar é a de Custodio & Llamas (1983), segundo estes autores o erro teórico tendo em consideração a concentração iónica corresponde ao erro máximo permitido. Os resultados obtidos para as amostras estudadas permitem observar que o erro de balanço varia entre 2,12 e 10,38%, o que significa que, face aos valores da condutividade elétrica, estes encontram-se dentro da gama de erros admissíveis, exceto na amostra C1 cujo valor é superior a 10%. Porém, neste trabalho foram aceites todas as análises, tendo em conta que a amostragem é reduzida.

5.2.2. Propriedades organoléticas

A breve análise das propriedades organoléticas caracterizou a água C1 como ligeiramente turva, com cheiro a mofo, cor amarelada e com depósito amarelado; a água C3 apresentava-se ligeiramente turva, com cheiro a mofo, amarelada e de depósito amarelado. Por sua vez, as amostras C4 e C6 estavam ligeiramente turvas, com cheiro a mofo, amareladas de cor, com depósito preto.

5.2.3. Concentração das espécies maiores

Os resultados das análises químicas nos pontos amostrados estão sintetizados na Tabela 5.4. A alcalinidade pode ser definida como uma medida da capacidade de consumo de ácidos (HCO_3^- e CO_3^{2-}) nas reações químicas das águas, isto é, mede a capacidade de neutralização de ácidos considerando concentrações de bicarbonatos e carbonatos (assim como hidróxidos, silicatos, boratos, fosfatos, etc.). Os valores de alcalinidade determinados nas amostras variam entre 101 e 459 mg/L de CaCO_3 . Para uma visualização mais extensa dos resultados ver Anexo 1.

Tabela 5.4 - Resumo das análises químicas laboratoriais das amostras coletadas.

Amostras		C1	C3	C4	C6
Aniões (mg/L)	HCO_3^-	483,00	378,00	559,00	124,00
	Cl^-	3890,00	281,00	1430,00	192,00
	F^-	0,20	0,30	0,30	0,10
	NO_3^-	1,10	0,80	1,90	0,50
	NO_2	0,13	0,05	0,11	0,11
	SO_4^{2-}	600,00	60,00	206,00	25,00
Catiões (mg/L)	NH_4^+	0,55	0,31	0,18	1,10
	Ca^{2+}	188,00	88,00	97,00	28,00
	Fe^{2+}	0,90	0,55	0,64	0,33
	Mg^{2+}	246,00	31,00	123,00	15,00
	K^+	75,00	13,00	49,00	7,90
	Na^+	1970,00	169,00	836,00	113,00
Outros	pH	7,61	7,64	7,88	7,70
	Temperatura (°C)	19-20	19-20	20,00	19-20
	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	11000,00	1360,00	4950,00	793,00
	Resistividade (Ω/cm)	90,90	735,00	202,00	1260,00
	Alcalinidade Total (mg/ L)	396,00	310,00	459,00	101,00
	Dureza (mg/ L)	1500,00	347,00	748,00	132,00
	Sílica (mg/L)	7,30	9,60	5,20	2,60
	Oxidabilidade (mg/L)	-	5,90	-	3,90
	Resíduo Seco (mg/L)	7200	845,00	3000,00	447,00
	Mineralização Total (mg/L)	7500,00	1000,00	3300,00	510,00

A dureza é a capacidade de uma água para consumir o sabão ou produzir incrustações, através da identificação do conteúdo em Ca^{2+} e Mg^{2+} (elementos alcalinoterrosos). Quando se avalia a dureza em termos de classificação pode sugerir-se a classificação da Tabela 5.5.

Tabela 5.5 - Dureza total e a sua designação respetiva segundo Mendes & Oliveira (2004).

Valores (mg/L)	Designação
< 60	Doce
[60 - 150[Doce ou Macia
[150 - 300[Medianamente dura
≥ 300	Dura

A dureza determinada para as águas locais variou entre 132 e 1500 mg/L, tendo a amostra C1 o valor mais elevado (1500 mg/L) correspondendo a uma água dura, C3 com um valor de 347 mg/L e C4 igual a 748 mg/L, o que indica igualmente uma água dura; C6 que apresenta um valor muito menor que as amostras anteriores, de 132 mg/L, associa-se com uma água doce ou macia.

O resíduo seco e o total de sólidos dissolvidos estão associados ao grau de mineralização de uma amostra. De acordo com a quantidade de sais, as águas podem ter várias classificações segundo o autor escolhido como base. Como tal, na tabela abaixo, a classificações de Fetter (1994), foi utilizada como referência para confronto com os resultados das análises (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 - Classificações de total de sais dissolvidos, e respetiva classe, segundo Fetter (1994).

	CLASSES	TDS (mg/L)
Fetter (1994)	<i>Fresh (doces)</i>	0 – 1000
	<i>Brackish (salobras)</i>	1000 – 10000
	<i>Saline (salgadas)</i>	10000 – 100000
	<i>Brine (salmoura)</i>	> 100000

Com base na classificação apresentada, as amostras C1 e C4 são definidas como salgadas ou hipersalinas, e as amostras C3 e C6 são doces ou mesossalinas, respetivamente.

Segundo Fetter (1994), mais de 90% dos sólidos dissolvidos na água subterrânea podem ser atribuídos a oito iões principais: Na, Ca, Mg, K, SO_4 , Cl^- , HCO_3^- e CO_3 .

Nas águas, as suas concentrações são quase sempre superiores a 1 mg/L, assim como tipicamente o SiO_2 , Domenico & Schwartz (1997) descreve a composição da água como sendo constituída por elementos maiores com concentrações geralmente superiores a 5 mg/L, elementos menores com concentrações entre 0,01 e 10 mg/L, e elementos traço cujos valores de concentração são muito inferiores a 0,01 mg/L. Desta forma, definindo classes para os iões encontrados nas águas analisadas, segundo a classificação de Domenico & Schwartz (1997), tem-se:

- Iões maiores (> 5 mg/L): HCO_3^- ; Cl^- ; SO_4^{2-} ; Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; K^+ ; Na^+ .
- Iões menores (0,1 – 10 mg/L): F^- ; NO_3^- ; NO_2^- ; NH_4^+ ; Fe^{2+} .

A observação geral das análises químicas das águas superficiais amostradas revela que os iões predominantes são os aniões HCO_3^- e Cl^- e, os catiões Na^+ e Mg^{2+} (Anexo 2). Para uma análise mais detalhada adotou-se uma subdivisão dos iões entre aniões e catiões (respetivamente) ao invés de elementos maiores e menores.

O ião bicarbonato (HCO_3^-) pode apresentar diversas origens, nomeadamente em processos de dissolução de CO_2 atmosférico ou do solo, dissolução de calcários e dolomias (Mendes & Oliveira, 2004). Desempenha um papel fundamental nos processos de precipitação e dissolução do carbonato, em consequência de variações do pH (Ferreira, 2012).

Mendes & Oliveira (2004) descrevem os cloretos como sendo um dos sais mais abundantes na natureza, especialmente na água do mar e superficiais, contudo, nestas últimas, apresenta teores médios inferiores a 50 mg/L. Tem um papel importante como indicador de poluição e/ou contaminação de águas. As suas concentrações nas amostras estudadas variam entre 192 e 3890 mg/L, o que indica que este anião pode estar associado a duas fontes distintas. Convém destacar que a água com uma quantidade importante de cloretos foi recolhida na zona mais a norte da área de estudo (C1), junto à estação de tratamento de águas residuais de Almada.

O ião sulfato (SO_4^{2-}) encontra-se geralmente dissolvido em águas subterrâneas por lavagem de terrenos com grande condição de aridez ou ambiente marinho, dissolução de gesso ou anidrite, ou atividades antrópicas como o uso de fertilizantes e adubos (Ferreira, 2012). De acordo com Mendes & Oliveira (2004), os valores de concentração deste elemento variam entre 30 e 300 mg/L, em situação de águas naturais. O ião sulfato apresenta valores entre os 25 e os 600 mg/L, em que as águas C1 e C4 apresentam os valores mais altos de concentração, pelo que uma explicação possível para a origem deste ião nas águas é a atividade agrícola ou a proximidade ao mar.

O nitrato é um ião resultante de processos de nitrificação naturais, decomposição de matéria orgânica, contaminação urbana industrial, criação de gado e fertilizantes agrícolas (Mendes & Oliveira, 2004). Nas amostras recolhidas os seus valores variaram entre 0,50 e 1,90 mg/L. O maior valor de concentração detetado, 1,90 mg/L, pode corresponder à sua localização na área em estudo, em que o setor do canal se encontra mais próximo da praia e de um parque de campismo.

O ião nitrito é um potencial agente da poluição de águas naturais, uma vez que geralmente resulta da decomposição da matéria orgânica azotada. Este ião encontra-se comumente em sistemas onde o ião nitrato está e atua como um oxidante (Gomes, 2015). Com valores inferiores a 1 mg/L, os nitritos variam entre 0,05 e 0,13 mg/L.

O fluoreto pode ser encontrado no solo, na composição química de diversos minerais, assim como dissolvido em água. No ambiente, deve-se à atividade vulcânica e aerossóis marítimos, e a fontes antropogénicas como uso de fertilizantes fosfatados, fabricação de aço, vidro, cerâmica e, produção de cobre e níquel (Duarte, 2008).

Relativamente aos catiões existentes nas águas superficiais, o sódio é dos elementos mais importantes e abundantes nas águas subterrâneas, a sua solubilidade é elevada e a sua precipitação de grande dificuldade. Em águas cujas concentrações de cloretos e sódio são elevadas, este comportamento indica uma possível ocorrência de intrusão salina ou a percolação em rochas evaporíticas (Ferreira, 2012). Contudo, as suas origens podem ser ainda mais variadas tais como ataque químicos em silicatos, lavagem de sedimentos de origem marinha, ou contaminação urbana e industrial (Mendes & Oliveira, 2004). As suas concentrações nas amostras recolhidas são bastante conformes a localização de recolha ao longo do canal, com um mínimo de 113 mg/L e um máximo de 1970 mg/L.

O magnésio, é um elemento que pode ter a sua origem em ataques químicos em silicatos magnesianos e ferromagnesianos, rochas evaporíticas, e em misturas com água do mar (Mendes & Oliveira, 2004). A variação de valores é 15 a 246 mg/L, correspondentes, respetivamente, ao valor mínimo e máximo observado.

O cálcio é um dos catiões predominantes nas águas de consumo humano, nas rochas calcárias, como corretivos de pH de solos ou na composição da água da chuva (Mendes & Oliveira, 2004). De acordo com Ferreira (2012) o cálcio é um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, estando presente na maioria das rochas. Quando em formato de sais, apresenta uma solubilidade moderada a elevada, e um quimismo associado aos iões bicarbonato e carbonato. Nas águas amostradas apresenta uma variação nas concentrações de iões, entre 28 mg/L e 188 mg/L.

O potássio é um metal alcalino encontrado em pequenas quantidades na água da chuva e, quando presente nos oceanos, possui valores de concentração na ordem dos 380 mg /L, enquanto que nos rios, 2,3 mg/L (Mendes & Oliveira, 2004). Dado que se trata de um elemento frequentemente utilizado em processos de troca catiónica e adsorvido em argilas, em águas subterrâneas pode estar ausente (Ferreira, 2012). Concentrações elevadas deste ião podem significar contaminações industriais, minerais ou agrícolas. Os valores de concentração obtidos foram de 7,90 e 75 mg/L.

O ferro, um dos elementos mais abundantes na crosta terrestre, geralmente apresenta-se sobre a forma iónica de Fe^{2+} ou Fe^{3+} . Quando estes iões se encontram em águas, principalmente para consumo humano, pode conduzir a vários problemas como incrustações, bactérias nocivas, e até interferência em processos industriais (Gomes, 2015). Nas amostras recolhidas, os valores de ferro surgem na forma de ferro férrico (Fe^{2+}) cujos valores de concentração apresentam-se reduzidos, inferiores 1 mg/L, com uma variação entre os 0,90 e os 0,33 mg/L.

O ião amónio é um composto geralmente solúvel em água, encontrado em quantidades reduzidas na mesma, por ser facilmente absorvido pelo solo. Em quantidades consideráveis, pode significar a existência de fontes de poluição próximas (Gomes, 2015). O valor máximo de concentração obtido foi de 1,10 mg/L (C6), o que comparando com os restantes valores, inferiores a 1 mg/L, pode sugerir uma possível contaminação com origem indeterminada.

5.2.4. Relações entre Iões

Os parâmetros físico-químicos mencionados anteriormente podem fornecer informações de importância para a análise química da água, nomeadamente os iões presentes na mesma, e a interação água-rocha (Custodio & Llamas, 1976). Para uma compreensão da variabilidade comportamental dos iões maiores nas águas, estabeleceram-se correlações entre estes através de regressões lineares. A representação gráfica entre iões e os outros parâmetros pode permitir uma interpretação mais detalhada dos processos de mistura e contaminação presentes na área. A qualidade dos ajustes é dada pelo coeficiente de determinação R^2 que indica o ajuste dos resultados ao modelo proposto, isto é, quanto mais próximo de 1 for, melhor o ajuste. É de notar que somente para algumas relações entre iões foi possível definir uma reta de mistura de águas, pelo que quando não foi possível definir essa reta utilizou-se uma linha de tendência para analisar a correlação de dados.

Assim, o primeiro gráfico a representar foi o correspondente à relação entre o ião Na^+ e o Cl^- (Figura 5.1), em que se pode perceber que existe uma ótima correlação, em que as amostras se projetam sobre a linha de mistura com água do mar (descrita em Tabela 5.9). Tal resultado pode significar que a origem mais provável destes iões seja de facto sais marinhos provenientes de contaminação do aquífero por água do mar. É de destacar ainda que a exceção é a amostra C1 que se encontra ligeiramente afastada da linha de mistura de água, o que também pode significar que não apresenta uma única proveniência.

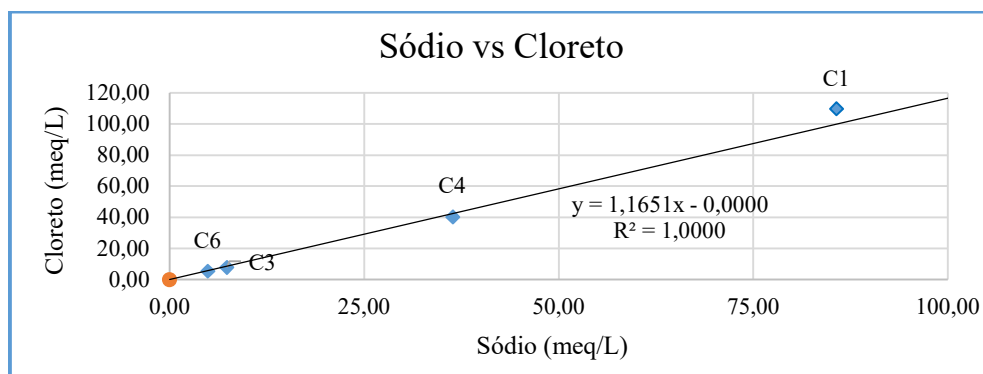


Figura 5.1 - Relação entre a concentração de Na^+ e Cl^- . Ponto Azul: água amostrada; Linha a preto: reta de mistura de água.

Para analisar quais os iões que definem o grau de mineralização, foram feitas representações do ião Cl^- em função da condutividade elétrica (Figura 5.2), em que é possível perceber que existe uma correlação entre as variáveis. Do mesmo modo, obteve-se o resultado para a representação gráfica do sulfato versus a condutividade (Figura 5.3), em que existe correlação próxima de 1.

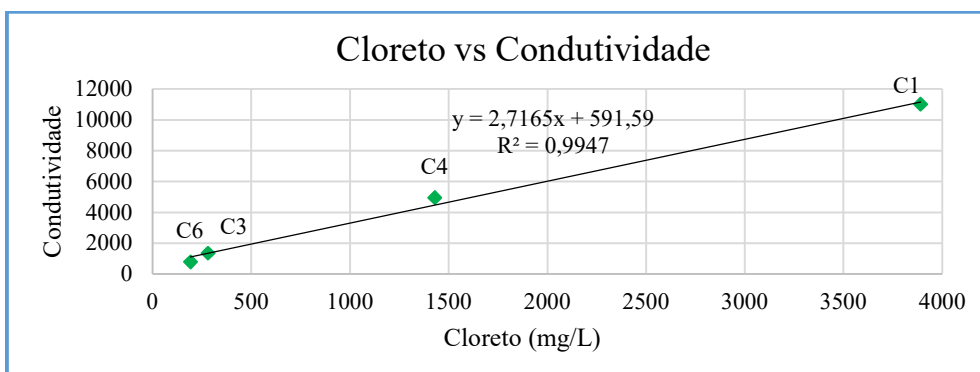


Figura 5.2 - Relação entre a concentração do íon Cl^- e a condutividade (em $\mu\text{S}/\text{cm}$).

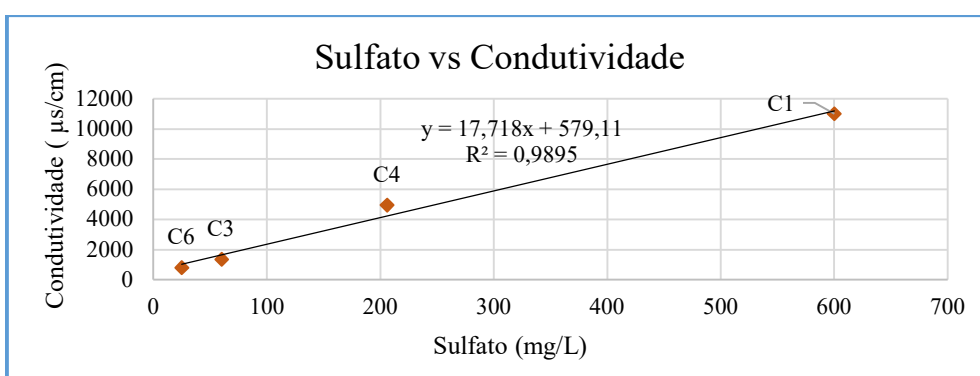


Figura 5.3 – Representação em gráfico da relação entre o sulfato e a condutividade.

Mesmo após esta verificação, apesar de uma correlação positiva do parâmetro condutividade com os íons SO_4^{2-} e o Cl^- (Figura 5.4), a relação entre estes íons apresenta-se variada, desviando-se da reta de mistura de água. Tal resultado pode indicar que a fonte de proveniência do íon sulfato e do cloreto não é mesma, e que, por conseguinte, o íon sulfato pode vir de contaminação agrícola.

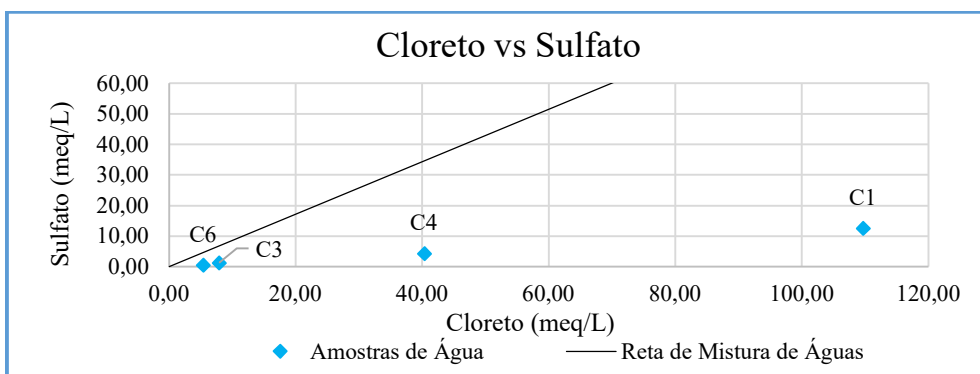


Figura 5.4 - Relação entre íons cloreto e sulfato. A linha preta representa a linha de misturas com água do mar.

Para efeitos de verificação de que o íon bicarbonato e o íon cloreto apresentam as mesmas fontes, realizou-se uma representação gráfica dos íons bicarbonato (HCO_3^-) vs cloreto (Cl^-) (Figura 5.5), que mostrou não existir uma correlação entre os mesmos, dado que os dados se encontram dispersos, pelo que provavelmente possuem diferentes origens.

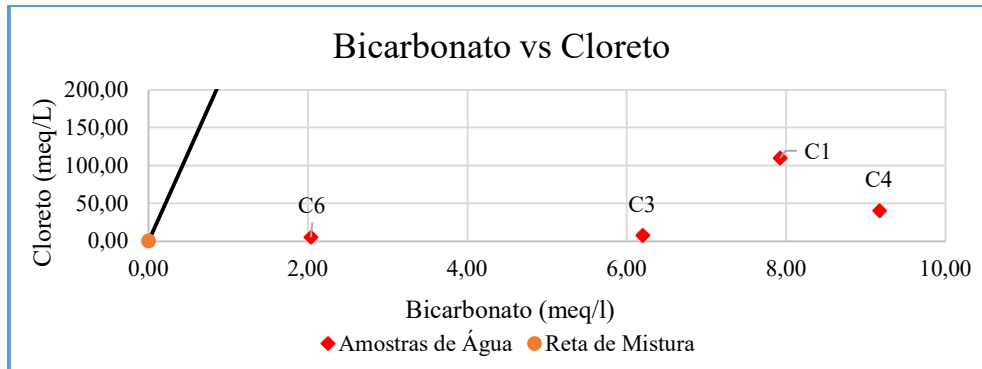


Figura 5.5 - Relação entre a concentração dos íons bicarbonato e cloreto. Reta destacada a preto - linha de mistura de água.

Uma vez que o sulfato não apresenta boa correlação com o íon cloreto, é necessário avaliar outras possíveis proveniências para este íon na composição química das águas em estudo. Na região de estudo, a atividade agrícola apresenta um papel de destaque dado que muitas zonas urbanas apresentam hortas comunitárias. Assim, a concentração quer de sulfatos, quer de nitratos na região pode dever-se à exploração intensiva dos campos de cultivo que são regados por água subterrânea, cujo excedente infiltra novamente no terreno (mais enriquecido e mineralizado que anteriormente). Com o avançar dos anos, em virtude da utilização contínua da água, a água subterrânea vai aumentando a concentração em íons como cloretos, bicarbonatos e nitratos. Aliado a esta situação, acresce a adição de fertilizantes e pesticidas ricos em composto azotados e sulfatos que agravam este fenómeno (Ferreira, 2012).

Para compreender se existe uma relação entre os íons nitrato e sulfato (Figura 5.6), efetuou-se uma representação gráfica dos mesmos, mostrando que existe uma dispersão nos valores, pelo que a correlação entre os íons não é boa, o que pode indicar que a origem de contaminação dos mesmos não é a mesma fonte.

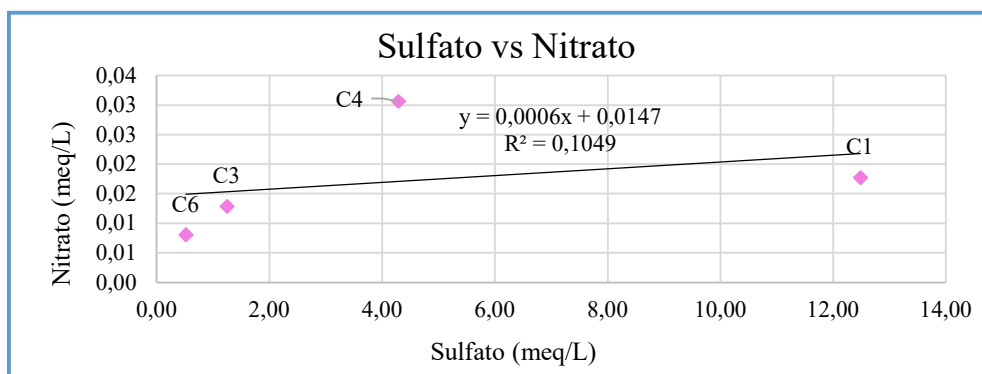


Figura 5.6 - Relação entre a concentração dos aniões sulfato e nitrato.

5.2.5. Índices Hidrogeoquímicos

A relação entre iões dissolvidos numa água depende de interações rocha-água, o que pode conferir características específicas resultantes do percurso de circulação da mesma ou eventuais ações de fenómenos modificadores e misturas de águas. Os índices hidrogeoquímicos são importantes, pois correspondem ao estudo das relações iónicas e fornecem informações na compreensão do quimismo aquático de um aquífero, e da relação entre o terreno e a água de circulação (Custodio e Llamas, 1976). Através dos índices rK^+/rNa^{2+} , $rCl^-/rHCO_3^-$ e rSO_4^{2-}/rCl^- , pode-se estudar o grau de salinização das águas, enquanto as relações rNa^{2+}/rCa^{2+} ; rMg^{2+}/rCa^{2+} fornecem informações sobre os fatores de modificações que ocorrem no interior do aquífero (Silva, 1983). Na Tabela 5.7 são apresentados os índices hidrogeoquímicos obtidos para as amostras estudadas, cujas relações escolhidas foram, rMg/rCa , $rCl^-/rHCO_3^-$, rK/rNa , rSO_4/rCl .

Tabela 5.7 - Índices hidrogeoquímicos nas amostras estudadas.

Ref.	rMg/rCa	$rCl^-/rHCO_3^-$	rK/rNa	rSO_4/rCl
C1	2,16	13,85	0,02	0,11
C3	0,58	1,28	0,05	0,16
C4	2,09	4,40	0,03	0,11
C6	0,88	2,66	0,04	0,10

rMg/rCa

Segundo os autores Custodio e Llamas (1976), os valores deste índice variam entre 0,3 e 1,5 para águas continentais e na água de mar é da ordem de 5 (Silva, 1983). Os valores obtidos variam entre 0,58 e 2,16, quando comparados com a bibliografia são razoáveis e encontram-se dentro dos valores tabelados. Isto é, duas das águas amostradas parecem apresentar uma origem continental e outras duas, acima de 1,5, o que indica que se trata de águas com possível mistura com a água do mar. Tal explicação só é possível uma vez que as amostras com altos valores, C1 e C4, se encontram inseridas em zonas mais próximas ao litoral, pelo que podem estar a sofrer alguma influência marinha.

rCl^-/HCO_3^-

Este índice tem utilidade na caracterização da intrusão salina e em águas continentais que apresentam valores tipicamente entre 0,1 e 5, enquanto na água do mar o índice pode variar entre 20 e 50 (Silva, 1983). O rápido aumento do índice é indicador de intrusão salina, uma vez que a água do mar tem baixo conteúdo em bicarbonato e em águas subterrâneas este ião apresenta um valor aproximadamente constante (Custodio e Llamas, 1976). Ora, as águas analisadas apresentam valores entre 1,28 e 13,85; sendo consideradas como águas de mistura, uma vez que os valores se encontram inseridos no intervalo entre 1,5 e 20 (dado por Custodio e Llamas em 1976). A amostra C3 parece ser a exceção, que se apresenta como uma água tipicamente continental. Na amostra C1, localizada a norte na área de estudo, é evidente o aumento da concentração de cloretos. Tal pode ser explicado através de uma possível contribuição marinha ou proximidade a zonas agrícolas com uso abundante de fertilizantes ou ainda o caso de zonas urbanas, em que ocorre a fuga nas condutas de saneamento público ou uso de adubos para jardinagem.

rK/rNa

Os autores Custódio e Llamas (1976) definem o índice de águas doces a variar entre 0,001 e 1, com uma frequência entre 0,004 e 0,3 (Schoeller, 1956 *in* Custodio & Llamas, 1983), variável entre 0,02 e 0,025 para águas marinhas. A análise dos resultados permitiu perceber que as amostras recolhidas se encontram todas integradas no domínio classificado de água doce, variando os valores entre 0,02 e 0,04, à exceção da amostra C1 cujo valor se encontra enquadrado no intervalo para águas marinhas. Esta relação tende a diminuir com o aumento do tempo de residência, quanto maior for a salinização, menor será o valor de relação, uma vez que o potássio é mais facilmente fixado nas rochas percoladas (Custodio & Lamas, 1976).

rSO_4/rCl

As águas que contém o ião SO_4^{2-} usualmente apresentam um valor constante, assim, este índice e o de Cl^-/HCO_3^- apresentam interesses similares, isto é, em águas salgadas ou com algum conteúdo significativo de sais. As águas com um conteúdo ligeiramente a moderadamente salinas a moderadas, apresentam uma relação neste índice semelhante à da rocha aquífera, pelo que permanece constante em água concentrada (Custodio, 1974 *in* Silva, 1983). Quando a salinidade é elevada, a relação deixa de ter utilidade porque ocorre saturação no ião SO_4^{2-} .

Os valores mais altos de mineralização correspondem a relações iónicas mais elevadas rCl/HCO_3 e rSO_4/rCl , útil para caracterização de intrusão marinha. Porém, os resultados obtidos mostram uma variação de entre 0,10 e 0,16, que são valores relativamente reduzidos.

5.2.6. Fácies Hidrogeoquímica

Projetando os resultados das análises químicas no diagrama de Piper, obtiveram-se as fácies hidroquímicas para as amostras estudadas (Figura 5.7). As águas encontram-se agrupadas num único campo, o que indica que 100% das águas são classificadas como águas cloretadas sódicas². No triângulo representante dos catiões, o ião predominante é o conjunto - Na⁺ e K⁺, enquanto que no segundo, a secção relativa aos aniões, essencialmente o ião predominante é o Cl⁻. De um modo geral, o resultado da análise revela uma predominância do catião sódio e do anião cloreto.

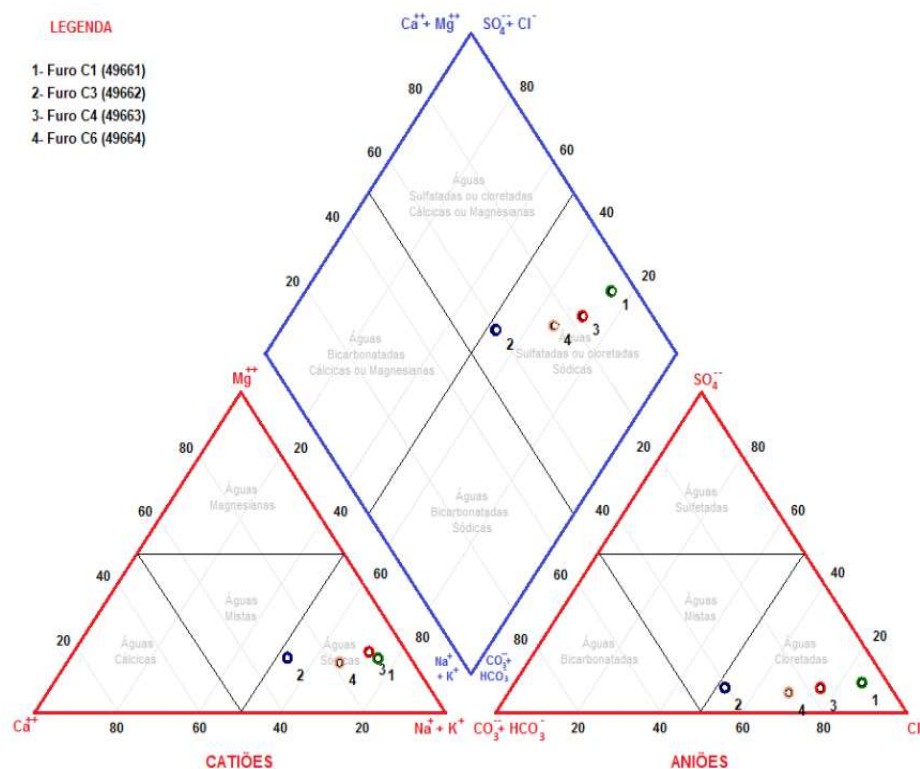


Figura 5.7 - Projeção das águas estudadas em diagrama de Piper.

Os diagramas de Stiff são úteis na análise de dados distribuídos espacialmente, pois facilmente é possível detetar famílias de águas, uma vez que as figuras geométricas formadas serão semelhantes.

Analisando os resultados obtidos da projeção de amostras nos diagramas de Stiff (Figura 5.8) é possível perceber que as quatro amostras – C1, C3, C4 e C6 – se apresentam graficamente distintas (salientando a heterogeneidade da composição química das águas). Contudo, nota-se duas famílias de figuras, uma composta por C1 e C4, e uma segunda, integrando C3 e C6. Estes resultados conjugados com as projeções do balanço iónico, e, ainda, com a distribuição em % ou meq/L e respetivas proporções do Σ catiões ou Σ aniões (Anexo 2), demonstram uma concentração de água cloretada sódica junto ao litoral.

² As concentrações de iões apresentadas são dadas nas unidades meq/L, e expressam-se como uma percentagem que diz respeito à soma dos aniões e catiões respetivamente.

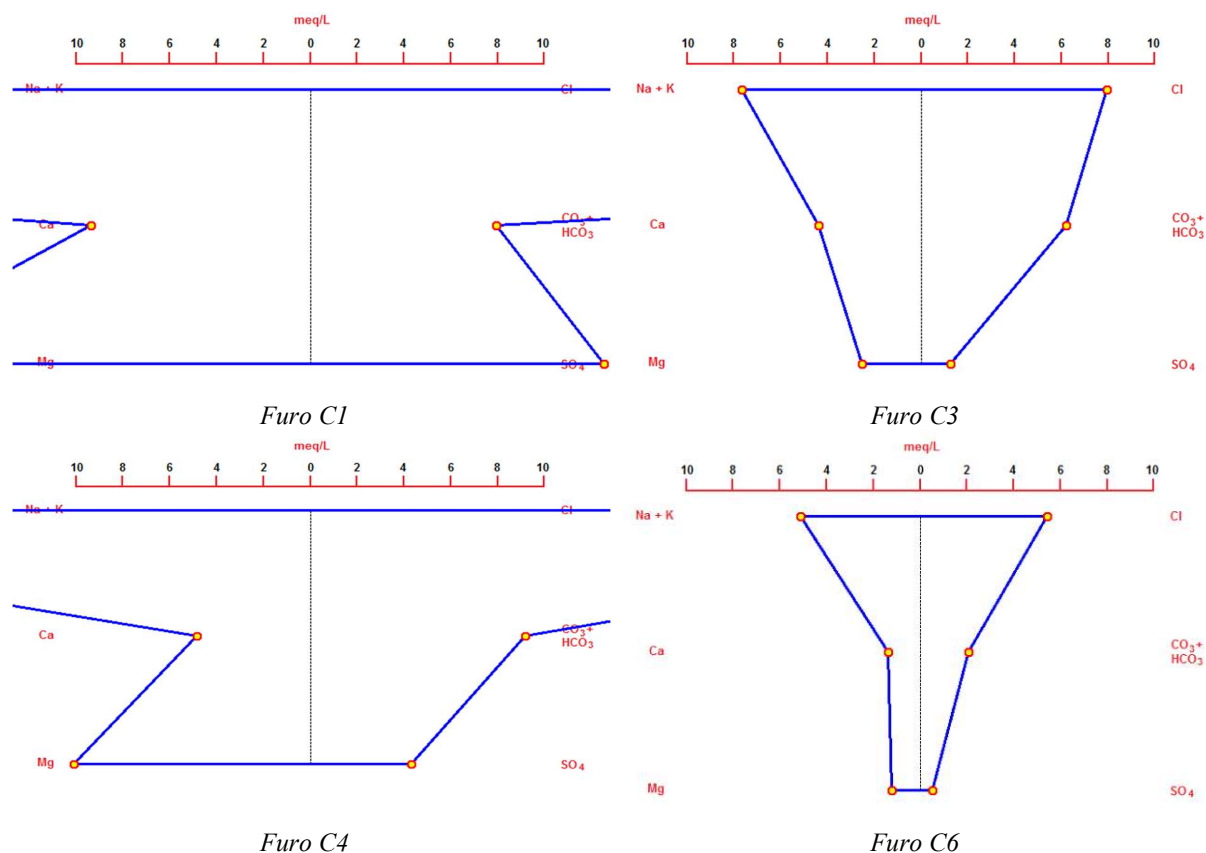


Figura 5.8 – Representação da composição das águas em diagrama de Stiff.

5.2.7. Qualidade da água para rega

Para a fase de avaliação da qualidade da água, esta é avaliada por determinação do índice SAR ou da taxa de adsorção de sódio (TAS) (Equação 5.3). A taxa de adsorção do sódio pode ser calculada através da formulação matemática seguinte desenvolvida por Fetter em 1994:

$$TAS = \frac{mNa^+}{\sqrt{mCa^{2+} + mMg^{2+}}} \text{ em que } m = \text{mmol} \quad (5.3)$$

ou

$$TAS = \frac{rN^+}{\sqrt{\frac{rCa^{2+} + rMg^{2+}}{2}}} \text{ em que } r = \text{meq/L}$$

Deste modo, para avaliação da água para rega recorre-se a diagramas de qualidade resultantes da projeção das TAS - perigo de salinização em relação ao perigo de alcalinização. De entre os critérios existentes para classificar a água para uso na irrigação, um dos mais aceites e usados, é o do *United States Salinity Laboratory* (USSL).

A projeção das amostras num diagrama de qualidade da água para rega (Figura 5.9), mostra as classes de perigo de salinização e de perigo de alcalinização das águas estudadas, tendo em conta valores de condutividade elétrica e a taxa de adsorção de sódio.

De um modo geral, perante as classes obtidas verifica-se que existem essencialmente dois tipos de classes de perigo de alcalinização – S1 e S4 que, respetivamente, correspondem a águas com baixa concentração de sódio ou águas com concentração de sódio muito alta, que se associam às amostras C3 e C6, e C1 e C4. Tal significa que as águas variam entre águas fracamente sódicas com utilização total para os solos e baixo risco de contaminação e águas extremamente sódicas, impróprias para irrigação e somente aplicáveis a solos muito drenáveis e ricos em carbonatos. As amostras segundo as classes de salinização, anteriormente referidas, variam entre C3 a C5, o que indica que há um perigo alto a extremamente elevado de salinidade – assim, as águas de salinidade considerável são passíveis de serem utilizadas em solos bem drenados com precauções especiais contra a salinização, com vegetação tolerante, e solos arenosos permeáveis a excessivamente permeáveis e bem cuidados (Möbus, 2015).

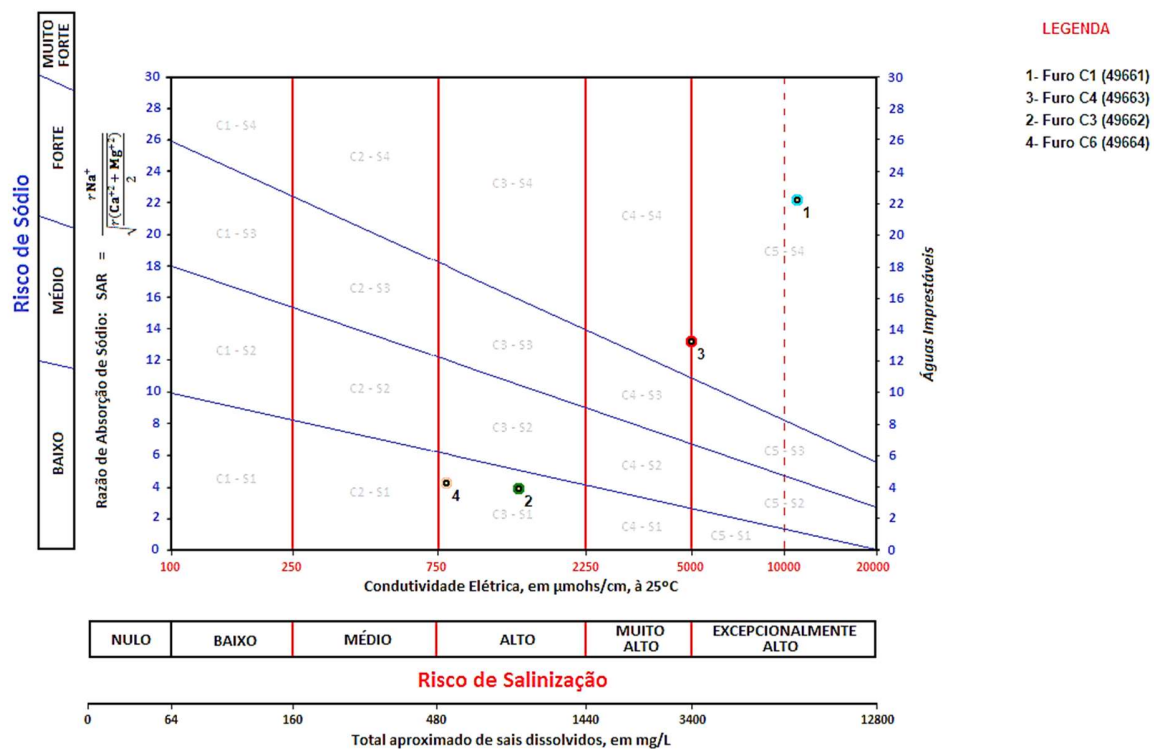


Figura 5.9 - Projeção das amostras em diagrama TAS do Qualigraf, adaptado do diagrama de Riverside do *U.S. Soil Salinity Laboratory* em 1954, para avaliação da qualidade da água para rega.

5.2.8. Mistura com sais marinhos

Tendo em consideração a composição das águas amostradas e sinais de mistura com sais marinhos, recorreu-se a simulação geoquímica de processos de mistura, utilizando o *software* PHREEQC. Em Anexo 3, podem ser visualizados todas as simulações realizadas para as misturas de água.

As proporções de mistura a simular tiveram por base as razões entre as concentrações. Deste modo, o ponto de partida para esta etapa foi da observação da proporção entre a concentração das águas locais e a concentração da água do mar, tendo-se obtido as seguintes relações entre valores (Tabela 5.8).

Estes resultados serviram de ponto inicial para uma série de testes à melhor aproximação de valores de cloretos na mistura para que estes se assemelhassem à composição química da água doce subterrânea, na sua melhor proporção.

Tabela 5.8 - Representação dos dados e das proporções obtidas para introdução à modelação química em PHREEQC.

	Cloretos (mg/L)	Água Subterrânea (A_Sub)	Água do Mar (A_Mar)
C1	3890	0,799	0,201
C3	281	0,985	0,015
C4	1430	0,926	0,074
C6	192	0,990	0,010
Mar	19353	-	-

Seguidamente, e tendo por base os resultados anteriores, criaram-se duas soluções: 1) solução que corresponde à típica água de mar e 2) solução correspondente a cada uma das águas recolhidas em campo. É de salientar que a solução de água de mar estipulada como água de mar de referência apresenta valores extraídos de exemplos oferecidos pelo próprio programa e que se encontram sintetizados na tabela abaixo (Tabela 5.9).

Tabela 5.9 - Síntese da composição química da água do mar segundo PHREEQC.

Água do Mar		
Análise	Concentração (ppm ou mg/L)	Concentração (meq/L)
Ca	412,3	20,574
Mg	1291,8	106,315
Na	10768	468,408
K	399,1	10,217
Si	4,28	-
Cl	19353	545,755
Alcalinidade (HCO ₃)	141,682	2,324
SO ₄	2712	56,410
pH	8,22	-
Temperatura	25	-

Na tabela seguinte (Tabela 5.10) é possível observar a melhor proporção encontrada para cada uma das amostras analisadas, isto é, a composição química mais aproximada da água de mistura para que esta se assemelhe à composição química das águas locais amostradas, relativamente à concentração de cloretos. A análise dos resultados mostra que os valores calculados e os reais são bastante próximos, o que evidencia que tais proporções são relativamente fiáveis e aproximadas da realidade.

Tabela 5.10 - Quadro comparativo das misturas de águas ideais com as amostras de água recolhidas em campo.

Parâmetros	C1	Simulação C1	C3	Simulação C2	C4	Simulação C3	C6	Simulação C4
HCO₃⁻	483,00	246,09	378,00	289,35	559,00	274,40	12,00	290,57
Cl⁻	3890,00	3892,74	281,00	280,19	1430,00	1430,17	192,00	192,33
SO₄²⁻	600,00	360,72	60,00	21,20	206,00	140,35	25,00	11,35
Ca²⁺	188,00	142,64	88,00	90,70	97,00	106,37	28,00	89,66
Mg²⁺	246,00	242,97	31,00	30,83	123,00	99,56	15,00	25,45
K⁺	75,00	85,91	13,00	13,52	49,00	36,65	7,90	11,75
Na⁺	1970,00	214,72	169,00	149,78	836,00	78,48	113,00	101,04
pH	7,61	7,32	7,64	7,34	7,88	7,32	7,70	7,35
T (°C)	19-20	21,11	19-20	20,25	20,00	20,52	19-20	20,22
Proporção Asub vs. Amar (%)	80,97-19,03		99,06-0,94		93,3-6,7		99,5-0,5	

6. Modelação Numérica do Galgamento Oceânico

Nesta secção, procedeu-se à realização de uma avaliação experimental sobre os efeitos da ocorrência de um temporal extremo com galgamento e inundação costeira na área de estudo. Este ensaio foi efetuado através da estimação do nível total de água e da simulação da inundação para uma condição extrema de agitação marítima recorrendo ao acoplamento dos modelos numéricos XBEACH (Roelvink *et al.*, 2015) e SWAN (Booji *et al.*, 1999).

Esta simulação foi realizada para duas situações: um temporal extremo na atualidade (situação de referência), e o mesmo temporal, para o horizonte temporal de 2100, considerando um cenário de alterações climáticas representado por uma subida do nível médio do mar 1 m acima do atual.

6.1. Situação de Referência – Tempestade “Hércules”

A ocorrência de temporais marítimos na costa portuguesa é relativamente frequente. De entre os maiores temporais ocorridos nos últimos anos, pode destacar-se a tempestade *Christina* ou “Hércules”, como a mais intensa e com os maiores prejuízos, tendo abrangido não só Portugal, como o “(...) *litoral da Noruega, Dinamarca, Alemanha, Irlanda, Reino Unido, França, Espanha* (...)” (GTL, 2014: 49), e que decorreu entre os dias 4 e 8 de janeiro de 2014. Classificada com a maior tempestuosidade desse inverno no Atlântico Norte, pensa-se que as causas se encontravam associadas com a “*fragmentação e extensão do vortex polar para latitudes mais baixas na região do Canadá e na parte Leste dos EUA que criou sucessivas vagas de frio intenso. O prolongamento do vortex polar sobre o Atlântico Norte gerou uma corrente de jacto polar muito intensa que atingiu latitudes invulgarmente baixas no Atlântico e permaneceu bloqueada durante algum tempo arrastando consigo os sucessivos temporais que assolaram a fachada Atlântico da Europa desde a Escandinávia até Portugal.*” (GTL, 2014: 49).

Nesse mesmo ano, 2014, a Agência Portuguesa do Ambiente realizou o registo da tempestade e dos seus impactos em Portugal. Os resultados revelaram que se tratava de uma tempestade consideravelmente crítica com alterações morfológicas, erosão das praias (principalmente em zonas de litoral baixo e arenoso e em praias de tendências erosivas), recuo do cordão dunar, danos estruturais, fenómenos de galgamento e inundação costeira, com danos nas infraestruturas de defesa costeira como esporões, paredões, passeio marginais, estradas, restaurantes; e danos nos equipamentos de apoios balneares e de praia (infraestruturas de fruição pública) (Pinto *et al.*, 2014).

Considerando as características desta tempestade e o facto de ter originado episódios de galgamento e inundação na zona de estudo, foi escolhida para este trabalho para servir de exemplo para a definição da situação de referência.

Pelos dados do Instituto Hidrográfico, obtidos da boia ondógrafo de Sines relativamente à agitação marítima (IH), para um período entre os dias 9 de dezembro de 2013 e 8 de janeiro de 2014, foram detetados dois episódios temporais com menos de 24 horas de ocorrências com maior expressão nos dias 4, 5 e 6 de janeiro. O registo de altura significativa máxima (H_{max}) ao largo de Sines foi de aproximadamente 15 m e as alturas significativas (H_s) excediam os 5 m (Pinto, 2014). Os períodos de ondas associados, como anteriormente mencionado, foram exceccionalmente longos, com um valor médio de 19,67 s e um valor máximo de 28 s ao largo de Sines.

No caso desta tempestade, a situação agravou-se devido à coincidência temporal dos picos de altura máxima com o preia-mar de águas vivas, o que possibilitou uma ampliação da penetração horizontal e do alcance vertical das ondas (Pinto, 2014). Inicialmente, a direção da onda era NW, porém, posteriormente, ocorreu uma rotação dos rumos para uma configuração WNW.

Nesse mesmo ano, Santos *et al.* (2014) realizou um estudo sobre os impactos da tempestade “Hércules” em Portugal, que permitiu complementar a informação já existente de que os *run-ups* variaram entre os 6 e o 9 m de altura e com profundidades de inundação inferiores a 1 m, com períodos muito longos (período de formação de 10 minutos aproximadamente).

No ano a seguir, Gala (2015) estudou este mesmo temporal, explicando que se teriam originado depressões cavadas que atravessaram o Atlântico Norte (com ondas a ultrapassar os 14 m de altura) até Portugal Continental (no qual as alturas de onda significativa corresponderiam a 9 m) e que sofreram um processo de ciclogénese explosiva com um baixo valor de pressão. O contraste entre massas de ar muito frio vindo do leste dos EUA e a massa de ar quente e húmido do atlântico, com 1000 hPa até 936 hPa, foi evidenciado (Gala, 2015). O maior grau de destruição nas zonas costeiras deveu-se à energia associada à rebentação pelos valores de altura e do período das ondas e ao alinhamento em direção à agitação face à orientação da linha da costa.

6.1.1. Estratégia de modelação

Para simular o galgamento oceânico, utilizou-se uma estratégia de modelação composta, em que houve um acoplamento entre os *softwares* SWAN (para modelar as ondas do largo até à zona próxima de rebentação) e o modelo XBEACH para simular o galgamento e inundação costeira (Figura 6.1).

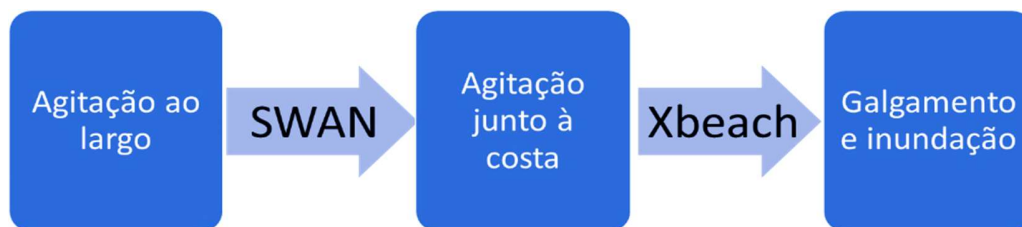


Figura 6.1 - Síntese da estratégia de modelação.

Para correr os modelos foi necessário definir as condições de fronteira (neste caso a agitação ao largo) e as características das malhas computacional e batimétrica.

6.1.2. Agitação ao largo

A tempestade de referência (Hércules) foi parametrizada utilizando uma única condição de agitação (decorrida no dia 7 de janeiro de 2014), de acordo com a informação sintetizada por Gala (2015) (Tabela 6.1).

Tabela 6.1 -Síntese dos parâmetros utilizados para a condição de agitação marítima.

H_{\max} (m)	T_{\max} (s)	Dir_{med} (°)
9,00	18,62	295

6.1.3. Malhas batimétrica e computacional

A batimetria utilizada foi definida através da compilação e conjugação dos melhores elementos disponíveis:

- 1) levantamento topo-batimétrico ou topo-hidrográfico de alta resolução, cedido pelo projeto COSMO (Agência Portuguesa do Ambiente), em formato de modelo digital de elevação. Apresenta um domínio espacial que abrange a praia imersa e emersa entre a praia da Cova da Vapor e a praia da Cornélia, decorrente dos levantamentos realizados em setembro de 2018. Este apresenta uma resolução de 0,3 m resultando da combinação de diversas técnicas de aquisição como aerofotogrametria, interpolação com levantamento de feixe simples e multifeixe (Cosmonline, 2014) (Figura 6.2).

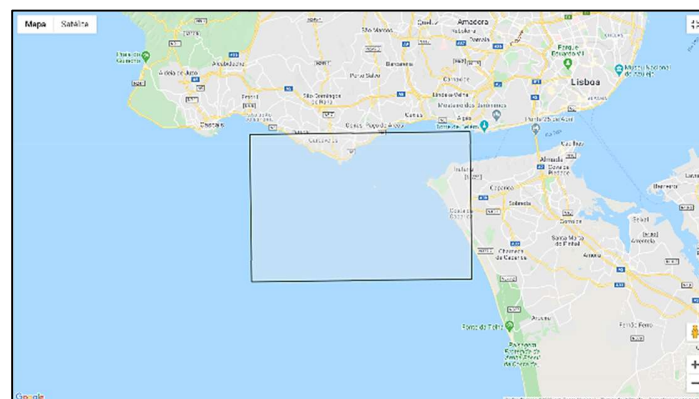


Figura 6.2 - Visualização em Google Maps do domínio espacial associado ao levantamento topo-hidrográfico no âmbito do projeto COSMO (Cosmonline, 2014) Retirado de: <https://cosmo.apambiente.pt/data/123>.

- 2) A malha regional corresponde ao modelo batimétrico para Portugal Continental com uma resolução espacial de 2 milhas (dados disponibilizados pelo Instituto Hidrográfico).
- 3) Modelo batimétrico do Tejo com uma resolução espacial de 100 m (dados disponibilizados pelo Instituto Hidrográfico).

Para a propagação das ondas do largo até à costa foram definidas 2 malhas computacionais encaixadas com resolução de 250 m (para o domínio regional) e de 20 m na zona do banco do Bugio (Figura 6.3).

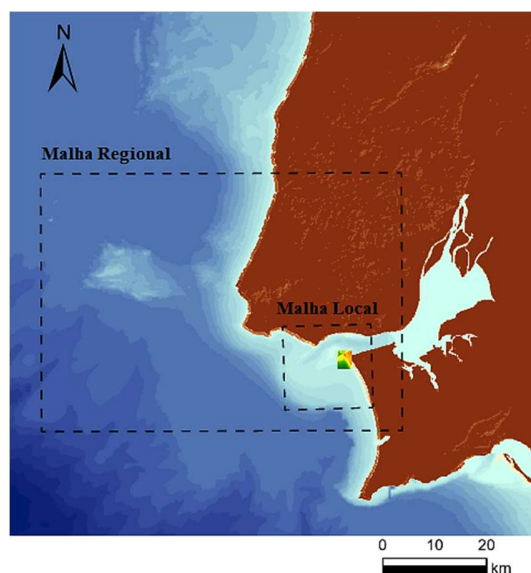


Figura 6.3 -Representação das malhas computacionais - regional e local.

O resultado da corrida do modelo SWAN (na forma de espectros) foi extraído na fronteira externa do modelo XBEACH, na área próxima ao banco do Bugio (Figura 6.4) em 3 localizações - sul, centro e norte da fronteira offshore do modelo XBEACH.

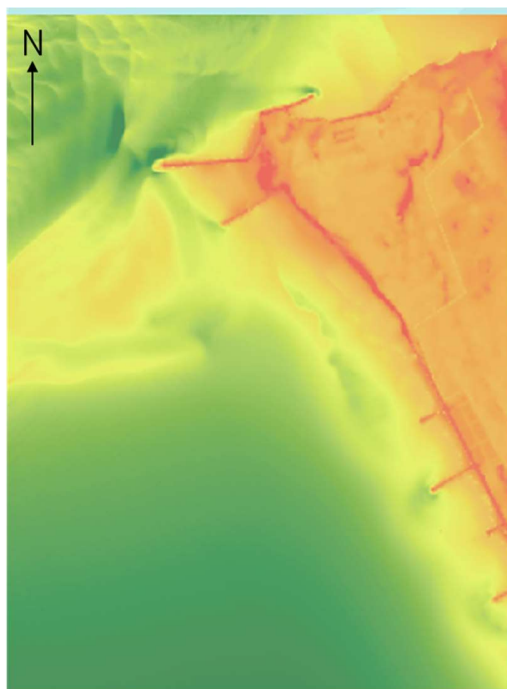


Figura 6.4 - Batimetria utilizada para correr o modelo XBEACH.

No programa XBEACH destaca-se, nos dados de entrada, o ficheiro “*params.txt*”, ficheiro no qual se encontram definidas as características a modelar e o ficheiro “*water level inp.*” que indica qual o nível água para a situação de referência (considerada 2 m) e o tempo de simulação (6000 s).

Considerando que a modelação realizada no âmbito desta dissertação pretende unicamente demonstrar a aplicabilidade da estratégia de modelação, não sendo possível em tempo útil, explorar as melhores parametrizações para todas as variáveis físicas definidas pelos modelos SWAN e XBEACH, estes foram corridos com os valores pré-definidos. O resultado do modelo XBEACH para um dado instante no tempo é dado na Figura 6.5.

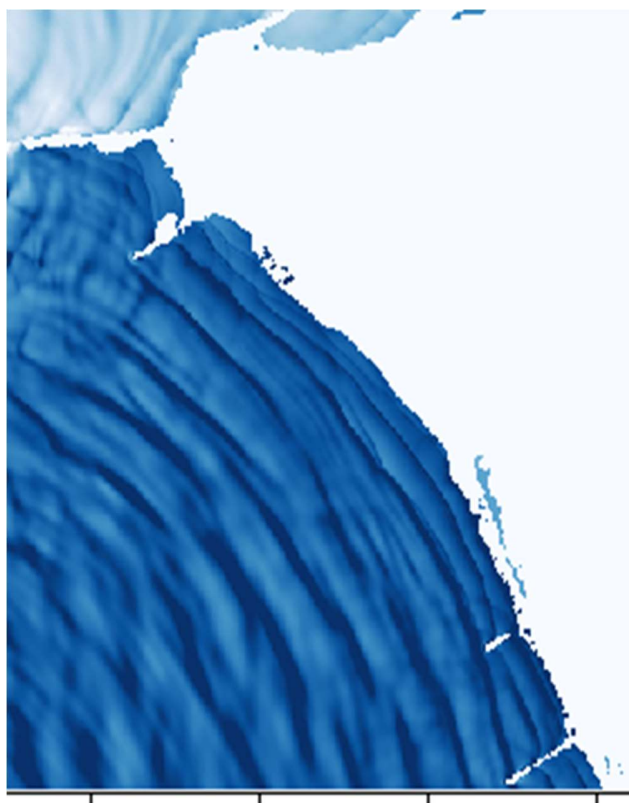


Figura 6.5 - Exemplo de modelação da agitação com o XBEACH.

6.2. Resultados

Os resultados da modelação para os dois cenários, situação de referência (nível do mar de 2 m) e nível do mar igual a 3 m (subida do nível do mar 1 m acima do atual), encontram-se representados na Figura 6.6.

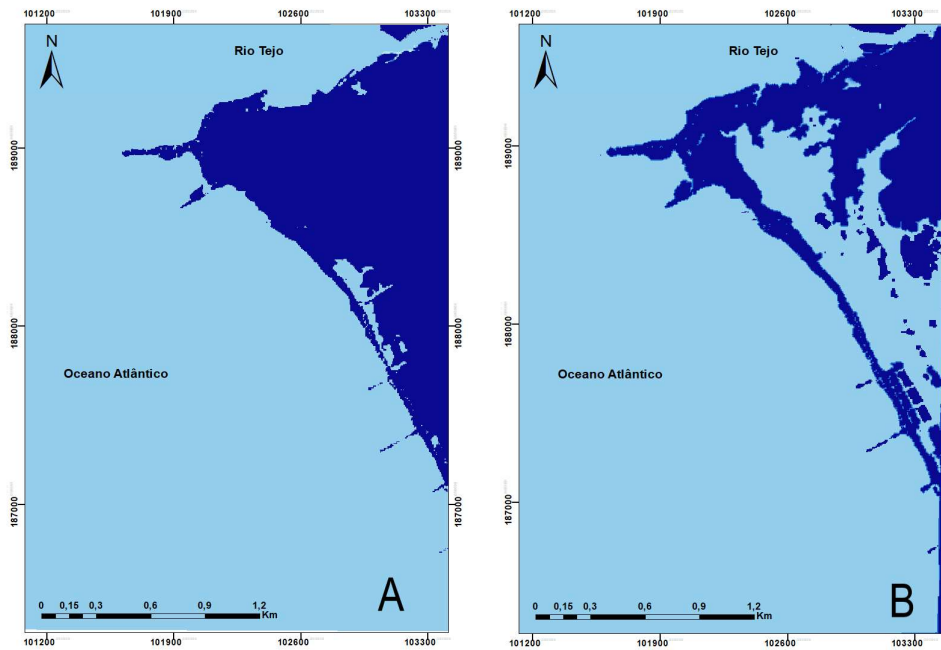


Figura 6.6 - Mapas de inundação costeira: (A) Nível do mar atual (2 m); (B) Nível do mar em situação de evento extremo (3 m).

Os resultados obtidos para a situação de referência mostram uma inundação que se encontra limitada a uma faixa relativamente estreita, no tardo da defesa frontal que se encontra a sul da praia de São João da Caparica. A comparação qualitativa destes resultados com os registos videográficos disponíveis na internet e nos quais algumas figuras podem ser observadas abaixo (Figura 6.7), parece apontar para uma representação adequada do fenómeno de galgamento associado à tempestade Hércules.



Figura 6.7 - Registo videográfico dos efeitos da tempestade Hércules (2014), obtido de Euronews (2014): (A) - Imagem minutos antes do galgamento; (B) - Imagem durante galgamento.

Os resultados para o cenário de subida do nível do mar mostram uma inundação evidentemente mais vasta na área de estudo (com um avanço de mar para terra de aproximadamente 300-350 m), encontrando-se limitado à planície costeira de Almada. Assim, é possível afirmar que, num cenário de subida do nível médio do mar de apenas 1 m, a área de inundação resultante do galgamento de ondas foi bastante significativa. Do ponto de vista de ordenamento do território este tipo de resultado representa efeitos negativos na planície costeira de Almada, com destruição de apoios de praias, danos de infraestruturas e do património edificado, estradas e bens materiais. Tais resultados confirmam as previsões determinadas por Silva *et al.* (2013) na delimitação de zonas ameaçadas pelo mar para o horizonte de 2050 e 2100 na praia de São João da Caparica e demonstram que a perigosidade e risco de inundação são bastante reais.

7. Modelação Numérica do Fluxo Subterrâneo e Transporte de Massa

Os fenómenos da natureza são muitas vezes sistemas complexos, o que faz com que exista uma necessidade de simplificação para criação dos modelos representativos da realidade (Wang & Anderson, 1995). Os modelos não são mais do que ferramentas auxiliares para compreensão e análise dos fenómenos. Para uma observação dinâmica dos processos nos sistemas ambientais há, inquestionavelmente, a necessidade de utilizar modelos, isto porque os corpos de água naturais, seja qual for o seu tipo (lagos, rios, reservatórios, estuários, etc.), apresentam uma complexidade intrínseca que, para ser estudada, implica uma generalização (Ferreira, 2012). Os modelos apresentam diversas vantagens, nomeadamente interpolação e extrapolação espacial e temporal de informações em situações de escassez de dados (melhoria da interpretação de medições isoladas) (Rosman, 2001 *in* Ferreira, 2012); ferramenta de predição para gestão de recursos hídricos subterrâneos (Wang & Anderson, 1995); estimações de padrões de circulação e transporte de fluidos em corpos de água costeiros e avaliação de impactos ambientais (Rosman, 2001 *in* Ferreira, 2012).

O destaque neste trabalho é atribuído aos modelos de fluxo subterrâneo e transporte de massa. Segundo Prickett (1975) *in* Wang & Anderson (1995), existem diversos tipos de modelo de fluxo, contudo a sua divisão pode ser sintetizada em três amplas categorias – modelos em tanque de areia, modelos análogos (como os modelos de viscosidade de fluidos e os modelos elétricos) e os modelos matemáticos (que integram modelos analíticos e numéricos). No âmbito desta dissertação só são tratados os modelos matemáticos. Os modelos matemáticos podem ser descritos como o combinado das equações diferenciais que regem o fluxo subterrâneo (por meio de princípios físicos). Estes modelos são utilizados há muito tempo e a sua fiabilidade de previsão depende do quanto a aproximação é feita à realidade do campo. Para tal são definidos pressupostos simplificados, para que a situação do campo possa ser simulada, embora de um modo restritivo, e, assim, o modelo construído. A modelação analítica apresenta esta designação, uma vez que recorre a métodos analíticos para a obtenção de valores exatos do problema, mas que, contudo, assumem várias simplificações (como o meio isotrópico, homogéneo, com geometria simples) e funções analíticas capazes de satisfazer as equações diferenciais de águas subterrâneas em várias situações. A modelação numérica, por oposição, utiliza aproximações para resolução do problema e tem como vantagem a possibilidade de representação de meios heterogéneos, anisótropos, típicos de aquíferos com complexidade geométrica. Estes modelos exigem um conhecimento prévio dos parâmetros hidrogeológicos, recargas e/ou extrações existentes, condições iniciais e de fronteira (Ferreira, 2012).

7.1. Construção do Modelo Numérico de Fluxo Subterrâneo

A criação do modelo conceptual passa por várias etapas até à fase de modelação propriamente dita. As etapas abaixo indicadas expressam essa mesma ordem de organização e preparação dos dados a serem introduzidos no programa.

1. Definição do tipo de problema
2. Conceção da malha do modelo
3. Estabelecimento dos parâmetros de entrada
4. Criação do modelo de fluxo
5. Desenvolvimento do modelo de transporte
6. Modelação do galgamento oceânico
7. Avaliação da recuperação

Assim, a primeira fase da concepção deste modelo foi definir o problema a modelar. O problema foi definido em meio não saturado, em três dimensões (3D) com plano de projeção vertical (Figura 7.1), sobre um aquífero livre (não confinado) com fluxo e transporte de massa em condições transitórias. Para verificar a situação atual, foi simulado o modelo de fluxo em condições estacionárias.

Para modelar a área de estudo foi necessário, seguidamente, preparar os ficheiros de entrada a introduzir no programa PMWIN. Estes parâmetros são os principais responsáveis e os mais importantes para a modelação - a altimetria local/regional, base do aquífero, a recarga regional, a piezometria, condutividade hidráulica/permeabilidade do aquífero e a porosidade.



Figura 7.1 - Localização do modelo de fluxo e transporte de massa: a linha verde representa o perfil da zona do aquífero modelado.

7.1.1. Topo do Aquífero

A altimetria local representa o topo do aquífero a modelar e, na área em estudo, apresenta uma variação considerável (altimetria entre 0 e 30,26 m) (Figura 7.2). Os dados da topografia foram obtidos de um modelo digital de elevação (DEM) por levantamento topo-hidrográfico do programa COSMO, com registo na parte imersa e emersa com uma resolução de 0,3 m levantado em setembro de 2018, no sistema de coordenadas ETRS89- TM06 Portugal (Cosmonline, 2014).

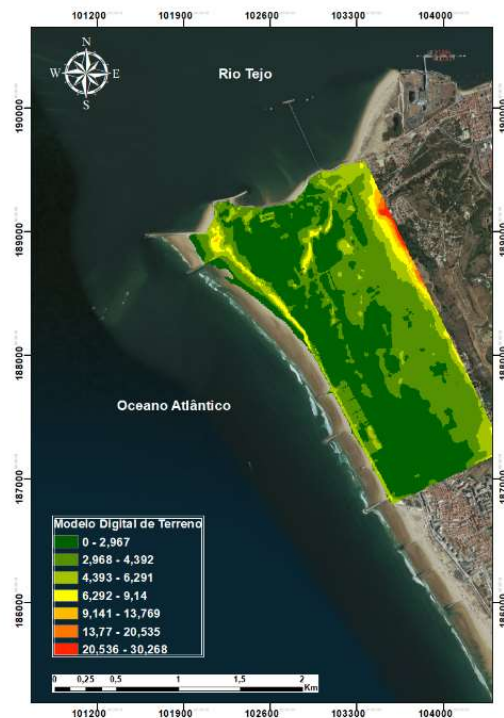


Figura 7.2 - Mapa do topo do aquífero.

7.1.2. Base do Aquífero

Tendo em consideração a topografia da região em estudo e, tendo em conta a informação sobre o aquífero livre regional cuja espessura é estimada em 20 m (Simões, 1998; Ferreira, 2012), considerou-se a cota da base do aquífero como constante com um valor de -25 m.

7.1.3. Recarga

A recarga direta por precipitação é um parâmetro de variação regional considerável com volumes entre os 0 mm/ano e mais de 254 mm/ano (Figura 7.3). O valor zero representa as zonas da área em estudo, onde não existe qualquer recarga, uma vez que existe impermeabilização do solo por ocupação antrópica. Pelo contrário, zonas com valores iguais ou acima de 254 mm/ano correspondem à área de vegetação ou campos agrícolas. Este parâmetro foi obtido a partir da dissertação de mestrado de Caria (2012), intitulada *Estudo da recarga de águas subterrâneas do concelho de Almada*.

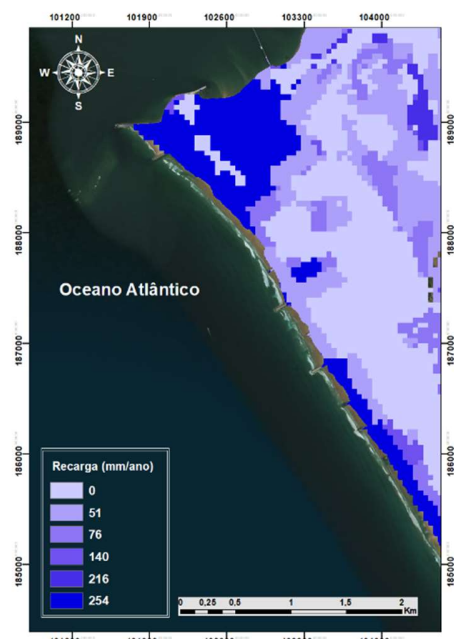


Figura 7.3 - Distribuição espacial dos valores de recarga direta do aquífero.

7.1.4. Piezometria

Os dados piezométricos utilizados estão reportados em Simas (2014) e os valores variam entre 0 e 5,14 m, correspondendo os menores valores ao nível médio do mar e mais próximo da linha de costa, e os valores mais elevados junto à Arriba Fóssil da Costa de Caparica (Figura 7.4).

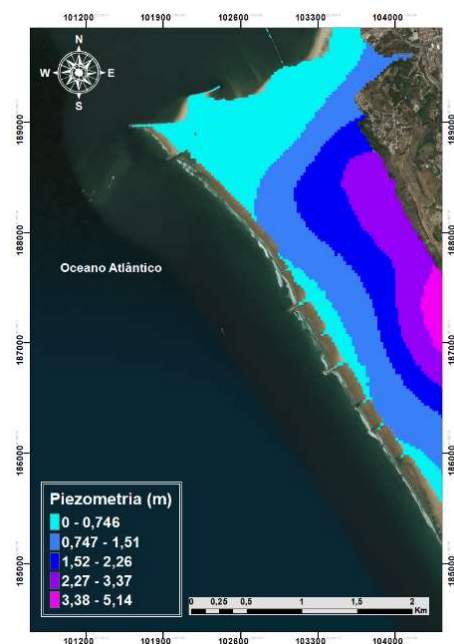


Figura 7.4 - Distribuição espacial dos valores de piezometria local.

7.1.5. Condutividade Hidráulica

A condutividade hidráulica horizontal varia entre 0,00026 e 0,00040 m/s na região (Figura 7.5). Os dados foram obtidos através de interpolação pelo método do inverso da distância, com uma potência de 2, com auxílio da ferramenta “Geostatistical Wizard, ArcGIS ©”, utilizando os valores de condutividade hidráulica estimados pelos ensaios granulométricos e apresentados no capítulo 4 “Determinação da permeabilidade dos solos”.

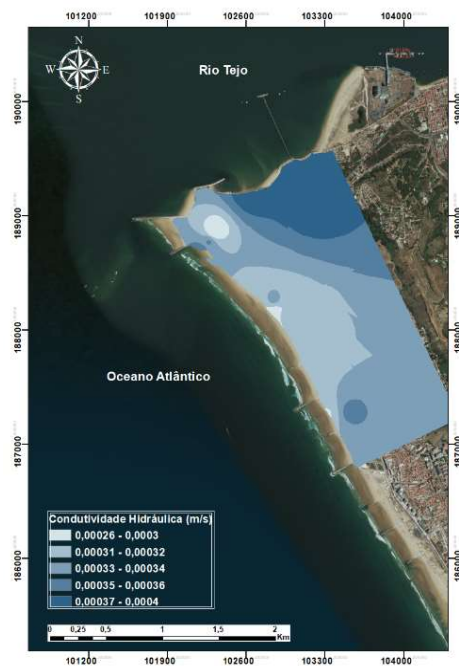


Figura 7.5 - Distribuição espacial da condutividade hidráulica horizontal.

7.1.6. Porosidade

A porosidade na modelação foi definida com um valor de 0,25, uma vez que corresponde ao valor para sedimentos da dimensão de areias finas, médias e grosseiras, com alguma percentagem de cascalho. Este valor foi definido a partir dos dados de Ferreira (2012).

7.1.7. Canal de Drenagem

Durante a campanha de campo verificou-se a existência de um canal de drenagem na área em estudo. Para a realização de um modelo o mais real possível, esse mesmo canal foi considerado na modelação. A metodologia da caracterização passou pela medição de nível de água nos pontos onde se realizaram as amostragens de água (Tabela 7.1) e a consequente interpolação de valores em todo o seu domínio. A interpolação foi realizada recorrendo ao método do inverso da distância com uma potência de 100 (modelo otimizado automaticamente pela ferramenta “Geostatistical Wizard, ArcGIS ©”).

A caracterização do canal necessita de três parâmetros– a condutividade hidráulica da base do canal, a cota da água do canal (medida como anteriormente mencionado através do levantamento com o DGPS-RTK sobre o espelho de água) e a cota da base do canal (valores obtidos pela subtração da cota de topo e da espessura da água) (Tabela 7.2). A espessura da água tida em conta foi estimada em campo por avaliação qualitativa da lâmina de água nos pontos de recolha de amostras de água.

Tabela 7.1 - Síntese das medições de níveis de água ao longo do canal nos pontos de recolha de amostra, e espessura estimada.

Amostras	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)	Altura Ortométrica (m)	Espessuras Estimadas (m)
<i>C1</i>	103220,375	189087,489	0,5343	0,050
<i>C3</i>	103155,507	188467,054	0,7967	0,040
<i>C4</i>	102955,358	188133,604	0,8867	0,040
<i>C6</i>	103518,857	187265,162	0,7969	0,020

Tabela 7.2 - Valor máximo e mínimo da cota de água do canal, cota da base do canal e condutividade hidráulica da base do canal.

Valores	Cota de Água no Canal (m)	Cota da Base do Canal (m)	Condutividade Hidráulica da base do Canal (m/s)
<i>Mínimo</i>	0,534	0,034	0,00031
<i>Máximo</i>	0,887	0,597	0,00038

7.1.8. Preparação dos dados de entrada

Os dados de entrada a utilizar para a modelação na sua maioria foram processados através da ferramenta de sistemas de informação geográficos (SIG), ArcGIS, pelo que existe uma etapa de conversão de ficheiros a fazer antes de se iniciar a modelação hidrogeológica propriamente dita. Uma vez que o ArcGIS só permite a criação de malhas regulares com uma dimensão de célula constante, um dos desafios encontrados foi como transformar uma malha com coordenadas locais diferentes das dos dados e que necessita ser irregular e com dimensão de célula variável, e como podemos extrair os dados dos parâmetros obtidos em ArcGIS (Figura 7.6).

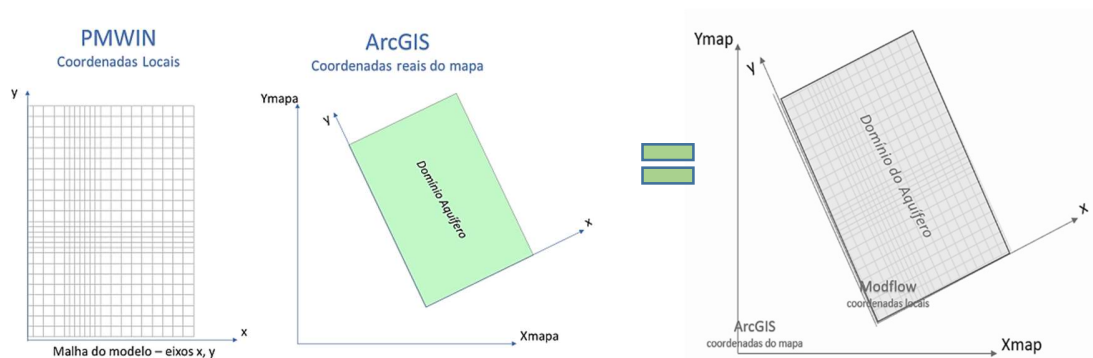


Figura 7.6 - Representação esquemática da problemática de transformação de coordenadas e adaptação da malha.

O primeiro passo para responder a esta problemática foi criar a malha computacional a utilizar no modelo no *software* PMWIN.

7.1.8.1. Malha computacional

A construção do modelo consistiu na criação de uma malha com 430 linhas e 440 colunas, com 10 m de dimensão de célula, para um aquífero livre (não confinado) com uma camada com 20 m de espessura. Esta malha corresponde a uma área definida como uma das zonas mais propícias a galgamentos no litoral de Almada (segundo Silva *et al.*, 2013; Pires, 2017), cujo comprimento aproximado é de 2900 m e a sua largura de 1950 m, numa direção W-E (Figura 7.7). Uma vez que se queria estudar com algum detalhe a contaminação resultante de galgamento oceânico/ inundação costeira, procedeu-se a um refinamento da malha em células de dimensão de 5 e 2,5 m. Assim, obteve-se uma malha retangular de dimensão variável onde as maiores resoluções coincidem com as zonas mais centrais da área de estudo, mais afetadas pelos episódios de galgamento costeiro (com 50 colunas de dimensão de célula de 10 m, 190 colunas com 5 m de dimensão de célula e 200 colunas com tamanho de célula de 2,5 m).



Figura 7.7 - Malha do modelo de fluxo e transporte de massa, em secção transversal à área de estudo.

Para realizar esta transformação foi necessário determinar o ângulo de inclinação do polígono em ArcGIS, e nomear esse mesmo valor no PMWIN para georreferenciar as coordenadas (64,34°). Após a criação da malha, esta foi exportada em formato “*surfer real world*”, e procedeu-se à extração das coordenadas do PMWIN para serem lidas em Matlab. Seguidamente as coordenadas PMWIN foram lidas pelo programa no qual se aplicou uma matriz de rotação e transformação (Figura 7.8), através de código Matlab (Figura 7.9).

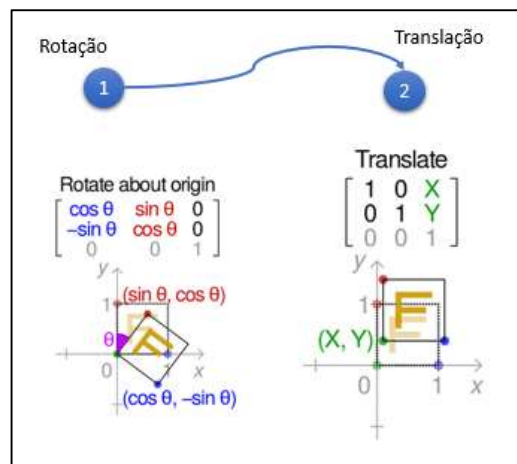


Figura 7.8 - Esquema representativa das matrizes de rotação e translação a aplicar nas coordenadas locais.

```

loc2map_coord.m  x +
1- a = load('malha2');
2- rot = 90 - 64.34;
3- RotMat = [cosd(rot) -sind(rot); sind(rot) cosd(rot)];
4- x = a(:,1);
5- y = a(:,2);
6
7- x = x' - min(a(:, 1));
8- y = y' - min(a(:, 2));
9
10- v = [x; y];
11- |
12- RotatedMatrix = RotMat * v;
13
14- xt = RotatedMatrix(1,:) + 102733;
15- yt = RotatedMatrix(2,:) + 186381;
16
17- plot(xt, yt, '.')
18
19- axis equal
20
21- coords = [xt yt];
22- xlswrite('grid.xlsx', coords)

```

Figura 7.9 - Janela de visualização em Matlab, do código de transformação de coordenadas locais para coordenadas reais de mapa.

Uma vez transformadas as coordenadas, a malha fica preparada para ser lida no ArcGIS e para assim se poder manipular os dados de entrada, sendo definido o sistema de coordenadas de referência – Lisboa Hayford Gauss IGeoE (sistema de coordenadas em que as mesmas apresentam valores positivos em metros). Os dados manipulados em ArcGIS foram exportados individualmente para formato de texto (extensão “.txt”) e convertidos para um formato adequado à introdução em PMWIN. Deste modo foram criados *scripts* no programa Matlab © para cada um dos ficheiros de entrada. Deste modo, na figura abaixo encontra-se representado o modelo da programação realizado e aplicado às variáveis anteriormente referidas (Figura 7.10). É preciso atender que cada ficheiro é diferente e, portanto, os dados a referir são diferentes de variável para variável.

```

MDT.m  x +
1- % Ler o ficheiro com os pontos do MDT exportados do ArcGIS Pro
2- a = csvread('malhaMDT.txt', 1, 0);
3
4- % Extrair as colunas relevantes
5- mdt = a(:,6); % cota
6- id = a(:,4); % ordem do ponto relativa a ficheiro original - ficheiro exportado para o ArcMap
7- malha = zeros(430, 440); % criar uma malha com as dimensões da malha original
8- malha(id) = mdt; % atribui valores de cota unicamente aos pontos que foram exportados
9- malha(malha == -9999) = 0; % a todos os pontos NULL do ficheiro original atribuiu o valor 0
10- %%
11- % leitura das coordenadas originais de todos os pontos -
12- % só interessa para efeitos de verificação dos resultados
13- a = load('malha2');
14- x = a(:,1);
15- y = a(:,2);
16
17- plot3(x, y, malha(:))
18- %%
19- % Gravação da malha - nota importante: para leitura no PMWIN é necessário
20- % acrescentar uma linha com o número de linhas e colunas
21- save('dtmPMF.txt', 'malha', '-ascii')

```

Figura 7.10 - Exemplo de script em Matlab utilizada para conversão de dados. Dados referentes ao modelo digital de terreno (MDT).

Explicando um pouco melhor o modelo de *script*, o primeiro passo a estabelecer é como a leitura dos ficheiros no Matlab será executada, utilizando-se para tal, o comando *csvread*. Este comando possibilita a leitura dos ficheiros de texto anteriormente criados e obtidos do ArcGIS. Cada ficheiro de ArcGIS, contém um número variável de colunas que dizem respeito a diferentes dados, pelo que este valor varia de parâmetro para parâmetro. Na situação acima exposta, é apresentado o ficheiro da topografia, através do qual se poderá proceder à leitura do ficheiro “malhaMDT”.

Para se poder obter a informação relevante para o trabalho, foi imprescindível a extração das colunas de informação do ficheiro a ser lido. No documento “malhaMDT” as colunas importantes correspondem à coluna 6 (cota) e à coluna 4 (ordem do ponto de malha associado à cota). Assim, estabelece-se o comando $a(:, 6)$ ou $a(:, 4)$ que significa a seleção de todas as linhas da coluna 6 e da coluna 4.

Uma vez extraídos esses dados, o passo seguinte consistiu na construção da malha onde irão ser colocados os mesmos por uma ordem específica, que corresponde à linha de comando 7 na figura acima, cria uma matriz de zeros, com 430 linhas e 440 colunas – $malha=zeros(430, 440)$. A atribuição dos valores de cota ao ponto respetivo é definida pelo comando $malha(id)=mdt$, permitindo ao programa estabelecer a correspondência entre as duas variáveis.

O comando $malha(malha== -9999)=0$ significa que todos os valores existentes na malha criada cujo valor seja – 9999 são convertidos para 0.

7.1.9. Discretização temporal

Para a discretização temporal foram estabelecidos valores de tempo calculados automaticamente, em segundos. Para o modelo de fluxo, definiu-se um passo (*step*) temporal igual a 1 segundo, o que se traduz na visualização da situação atual num dado instante do tempo.

A simulação foi realizada em três dimensões (3D), em aquífero livre, com uma única camada com 20 m de espessura, em meio saturado, com um fluxo estacionário.

7.1.10. Condições Iniciais

As condições iniciais (*Initial Hydraulic Head*) definidas corresponderam à distribuição espacial dos níveis piezométricos importadas de um ficheiro de dados, tendo sido fixado um valor de 0 m na fronteira oeste, por corresponder ao mar. As restantes células da malha mantiveram os seus valores como definido anteriormente pelos dados de piezometria.

7.1.11. Condições Fronteira

As condições de fronteira do modelo de fluxo (*IBOUND*) definidas estabeleceram que a linha de costa apresenta um valor de fluxo imposto (célula = -1) assim como o limite este (Arriba Fóssil da Costa de Caparica), que apresentam um potencial constante.

As condições de fronteira no modelo de transporte de massa (*ICBUND*) foram definidas com as mesmas características que as condições de fronteira do modelo de fluxo.

7.1.12. Recarga

Uma vez preparados todos os ficheiros, o fluxo foi simulado e verificou-se que a recarga existente não era suficiente e o canal estava a retirar muita água à região, o que parecia não corresponder a uma situação real perante os dados conhecidos. Dado este resultado, percebeu-se que era necessário a calibração do valor de recarga junto à arriba, pelo que se criaram pontos de observação (piezómetros) junto à Arriba Fóssil da Costa da Caparica para perceber se seria possível uma otimização do valor da mesma. Sabendo que a arriba fóssil funciona como zona de recarga natural às unidades aquíferas do local, a zona de recarga natural de

arriba poderia ser colocada como ponto de partida à modelação (assumindo-se um valor piezométrico de 5 m). Para além desta ação, uma vez que foram amostradas águas superficiais na área em estudo e níveis de água foram medidos nesses mesmos locais, definiram-se ainda piezómetros em determinadas zonas ao longo do canal para introduzir valores de nível de água reais.

A recarga da arriba foi calibrada com o módulo do PMWIN “PEST”, em que se definiram os parâmetros necessários à calibração: o nome do parâmetro designado por “arriba”, um valor médio de 0,000001 (*PARVALI*), um valor mínimo de 0 (*PARLBND*) e um valor máximo de 1 (*PARUBND*). Uma vez corrida a simulação para a calibração, foi obtido um valor de otimização de $3,860117 \times 10^{-06}$ m/s com valores de erro residual relativamente baixos com uma incerteza de ± 2 m. O valor de recarga entre os piezómetros 2 a 4, na última coluna do ficheiro de recarga do modelo de fluxo foi alterado para o valor otimizado. É de notar que os piezómetros 2, 3 e 4 foram considerados fictícios uma vez que foram somente criados e utilizados para realizar um forçamento de entrada de água no aquífero, isto porque em trabalhos anteriores como Simões (1998) e Ferreira (2012) foi apresentada a hipótese de uma entrada de água lateral pela arriba. Para se poder reproduzir essas condições foi essencial o uso de pontos arbitrários. Uma tentativa de calibração quer da recarga por precipitação, quer pela recarga lateral foi realizada, porém não foi possível, pelo que se adotou somente a recalibração por recarga lateral.

7.1.13. Cenários de Inundação Costeira

No capítulo anterior realizou-se a modelação expedita do galgamento oceânico com consequente inundação costeira no litoral do concelho de Almada. Os resultados da inundação foram convertidos em ArcGIS para um formato matricial, tendo sido posteriormente extraídos de modo a serem introduzidos no PMWIN. As subsecções seguintes descrevem como foi realizada a modelação da entrada da massa de água no aquífero, para cada um dos cenários calculados.

Foram simulados dois cenários de inundação:

- Cenário 1 – inundação resultante de elevação de onda de 2 m;
- Cenário 2 – inundação resultante de elevação de onda de 3 m.

Para modelar a entrada da massa de água no aquífero, o modelo de fluxo deve contar no parâmetro “Recarga” a área inundada sob a forma de valores de recarga. Uma vez que a duração da infiltração da onda foi estipulada com a duração de um dia (86400 s), a recarga entra com um formato de m/dia. A determinação da água a entrar sob a forma de onda é calculada através da subtração das cotas máximas de inundação no espelho de água associadas a um valor médio de 2,5 m (valor médio da classe altimétrica mais representativa da área inundada). A diferença de cotas define os valores de espessura da lâmina de água que foi reclassificada para valores em mm (Figura 7.11) e convertida para PMWIN em m/dia.

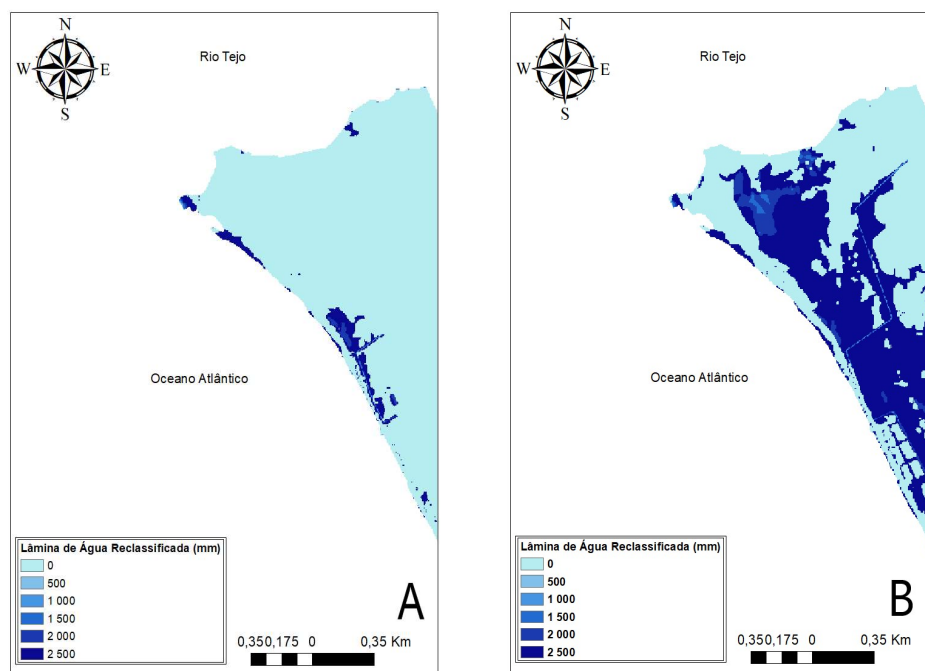


Figura 7.11 - Mapa da espessura da lâmina de água na área de inundação em classes (em mm), através de ArcGIS. (A) - Cenário de inundação com 2 m (NM); (B) – Cenário de inundação com nível de mar de 3 m (NM).

7.2. Modelo de Transporte de Massa

Para a simulação do modelo de transporte de massa recorreu-se ao módulo MT3D (*Groundwater Mass Transport Modeling software*), no qual se devem definir as concentrações iniciais, concentração de potencial imposto constante, condições de fronteira e o tempo de simulação.

7.2.1. Discretização Temporal

Para a discretização temporal foram estabelecidos valores de tempo calculados automaticamente, em segundos, como no modelo de fluxo. A simulação foi realizada em 3D, em aquífero livre e regime transitório.

No modelo de transporte de massa foi definido para os seguintes períodos: tempo de inundação de 1 dia; tempo de recuperação da contaminação pela água salina da onda, em 10 períodos de seis meses cada, durante 5 anos, com vista à determinação aproximada do tempo de recuperação da qualidade da água no aquífero.

7.2.2. Condições Iniciais e de Fronteira

As condições iniciais no modelo de transporte corresponderam à introdução das concentrações iniciais dos contaminantes a modelar, neste caso a água do mar (salgada) e a água subterrânea (doce). Estes valores foram definidos a partir dos dados utilizados por Ferreira (2012). Foram assumidas condições de fronteira de massa constante no limite com o mar e estuário e na água subterrânea cedida pelas formações miocénicas a Este.

Para as concentrações iniciais do modelo de transporte e de entrada de massa constante (*Fixed Head Cells*, em *Sink/Source*) utilizaram-se os seguintes valores de concentração de cloreto: 20000 mg/L para água do mar, incluindo a água na área de inundação; 100 mg/L para a água subterrânea que entra através das formações miocénicas a Este; 20 mg/L para a recarga por precipitação.

7.2.3. Difusividade e Dispersividade

Os parâmetros associados ao transporte de cloretos foram retirados de Ferreira (2012) e são os seguintes:

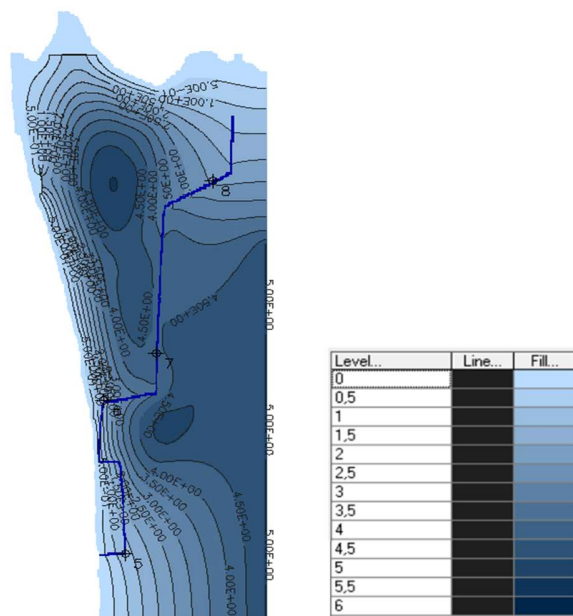
- Difusão molecular (DMCOEF- *The effective molecular diffusion coefficient*): $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$;
- Dispersividade longitudinal (TRPT- *Horizontal transverse dispersivity*): 15 m;
- Dispersividade transversal (TRPV- *Vertical transverse dispersivity*): 1,5 m.

7.3. Resultados e discussão

7.3.1. Cenário 1

7.3.1.1. Modelação de Fluxo

Os resultados da simulação da modelação para o cenário de nível de mar de 2 m (NM) mostraram que a água subterrânea apresentava um fluxo de Este para Oeste, em direção ao mar, corroborando os resultados de Ferreira (2012) e Strom (2014). É possível visualizar que a infiltração por água do mar na área inundada causou um aumento do nível piezométrico que pode ser superior ao perfil de praia. Nesta simulação, o nível piezométrico variou entre 0 e 5,51 m, sendo que os maiores valores de piezometria se encontram no centro e Este, junto à arriba. Na terceira simulação (igual a 1 ano) (Figura 7.12), observa-se o nível a recuperar após o término da tempestade e a retornar aos seus valores normais, isto é 0 m próximo do mar. Na Figura 7.13, é possível observar que o nível piezométrico já se encontra estabilizado ao fim de 1 ano, variando espacialmente entre 0 e 5 m.



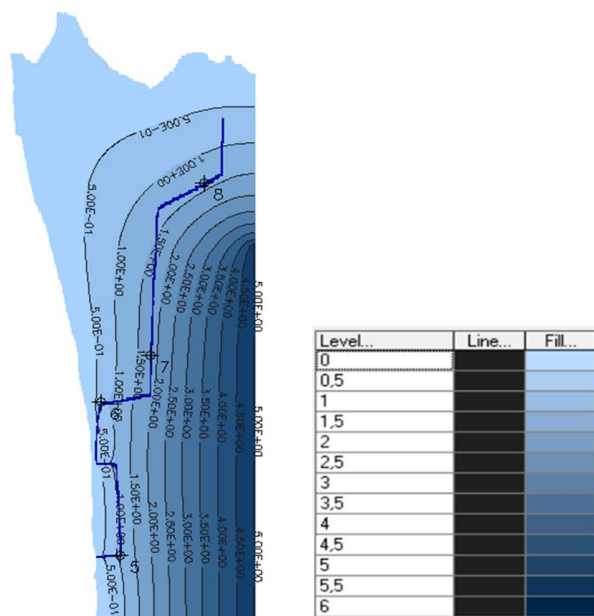


Figura 7.13 – Nível piezométrico (m) simulado, após ano de evento extremo equivalente a aquífero sem inundação.

7.3.1.2. Modelação do transporte de massa

Os resultados da simulação de transporte de massa, em regime transiente, encontram-se representados pelas figuras seguintes. A primeira simulação corresponde ao período de inundação, em que ocorre uma inundação costeira com a duração de 1 dia (Figura 7.14); a segunda diz respeito à avaliação do tempo de recuperação do aquífero, isto é, o tempo que o aquífero necessita para ficar “limpo” da contaminação por intrusão salina durante um temporal.

No ponto de observação nº 6 do aquífero ($\Phi 6$), localizado no setor paralelo à linha de costa, é possível constatar que a concentração simulada no aquífero durante a inundação é de 952,70 mg/L (*stress period 1*; Figura 7.14). A evolução da concentração de cloretos no aquífero ao longo do tempo, pode ser vista na Figura 7.15 e na Figura 7.16, onde é evidente que o aquífero necessita de vários anos para recuperar da intrusão ocorrida e, consequentemente, a sua qualidade. No período de 1 a 5 anos, a simulação de concentração de cloretos no ponto de observação 6 foi de 18,02 e 16,76 mg/L, respetivamente.

O canal como drena a região faz com que a água que entra no mesmo possibilite a limpeza do aquífero mais rapidamente, verificando-se uma diminuição de valores de concentração de cloretos mais significativa nas zonas próximas à linha de costa e uma recuperação mais lenta perto da arriba.

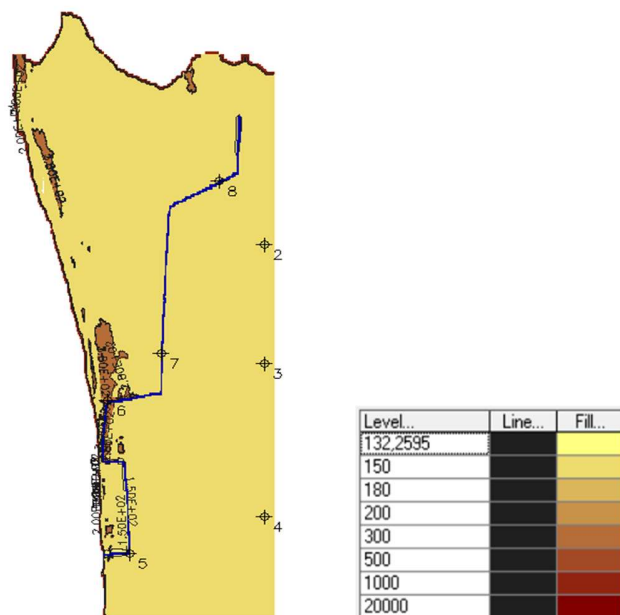


Figura 7.14 - Mapa concentração do ião cloreto (mg/L) para o cenário 1, durante o fenómeno de galgamento.

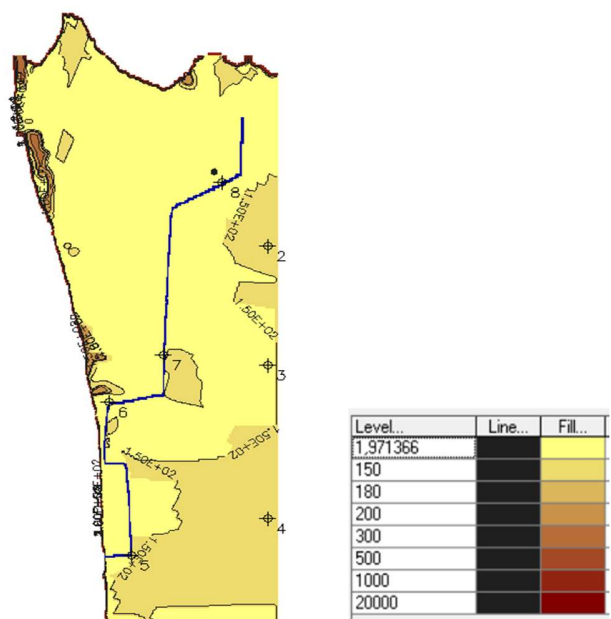


Figura 7.15 – Mapa da concentração do ião cloreto (mg/L) para o Cenário 1, 1 ano após o evento extremo oceânico.

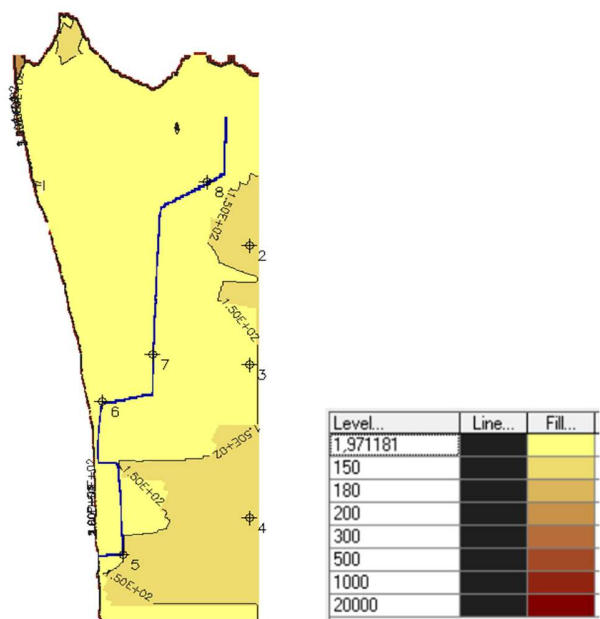


Figura 7.16 – Mapa concentração do ião cloreto (mg/L) para o Cenário 1, 5 anos após o evento extremo oceânico.

7.3.2. Cenário 2

7.3.2.1. Modelo de Fluxo

Numa situação de cenário extremo associada a um temporal com um nível de mar de 3 m (NM) (Figura 7.17), a modelação numérica do aquífero mostrou que a água subterrânea apresentava um escoamento deslocando-se da zona junto à arriba fôssil, setor este da área de estudo para oeste, em direção a mar, corroborando mais uma vez os resultados de Ferreira (2012) e Strom (2014). É possível visualizar que a infiltração por água do mar na área inundada causa um aumento do nível piezométrico, que pode ser superior ao perfil de praia. Nesta simulação o nível piezométrico varia entre 0 e 6,05 m, sendo que os maiores valores de piezometria se encontram no centro e na zona junto à arriba. Na terceira simulação (1 ano), Figura 7.18, observa-se o nível a recuperar após o fim da tempestade e a retornar aos seus valores normais, isto é, 0 m próximo do mar. O nível piezométrico já se encontra estabilizado ao fim de 5 anos, variando espacialmente entre 0 e 5 m.

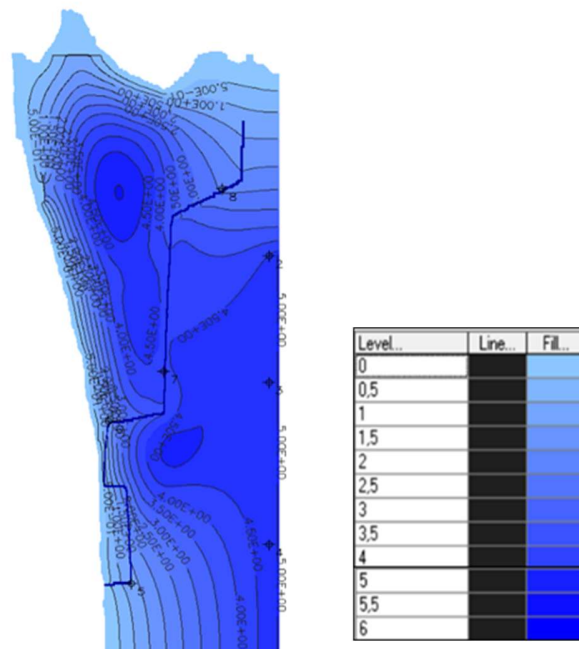


Figura 7.17 – Nível piezométrico (m) simulado, quando ocorre o galgamento oceânico com um nível de mar de 3 m.

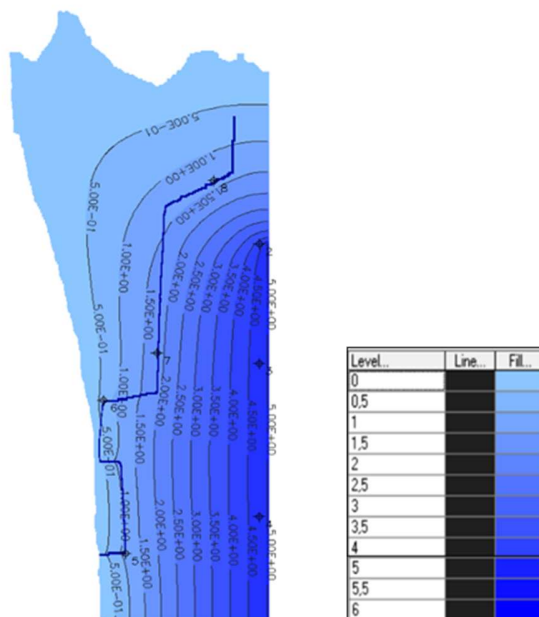


Figura 7.18 – Nível piezométrico (m) simulado, após o evento de galgamento oceânico de 3 m, já semelhante a situação de referência.

7.3.2.2. Modelação do transporte de massa

Os resultados da simulação de transporte de massa, em regime transiente, encontram-se representados pela Figura 7.19, Figura 7.20 e Figura 7.21. A primeira simulação corresponde à fase de período de inundação, com a duração de 1 dia; a segunda diz respeito à avaliação do tempo de recuperação do aquífero para que este fique livre de contaminação.

No ponto de observação nº 6 do aquífero ($\Phi 6$) é possível observar que a concentração simulada no aquífero depois de um dia de inundação é de 969,94 mg/L (*stress period 1*). Com a evolução da concentração de cloretos no aquífero ao longo do tempo, no ponto de observação, é evidente que o aquífero necessita de vários anos para recuperar da intrusão ocorrida.

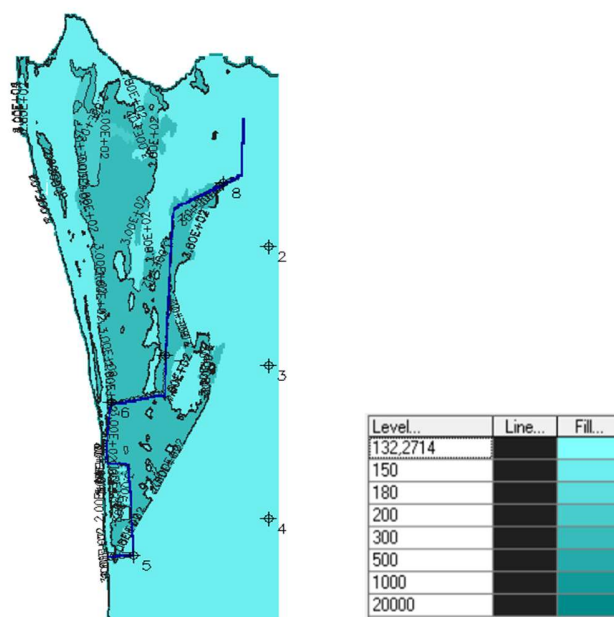


Figura 7.19 – Mapa da concentração em ião cloreto (mg/L) na área de estudo para o Cenário 2, durante a ocorrência do galgamento oceânico.

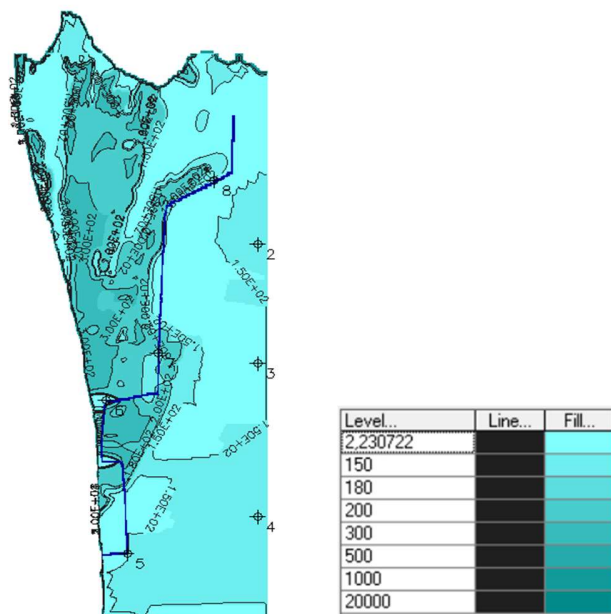


Figura 7.20 – Mapa da concentração de íon cloreto(mg/L) para o Cenário 2, 1 ano após o evento extremo.

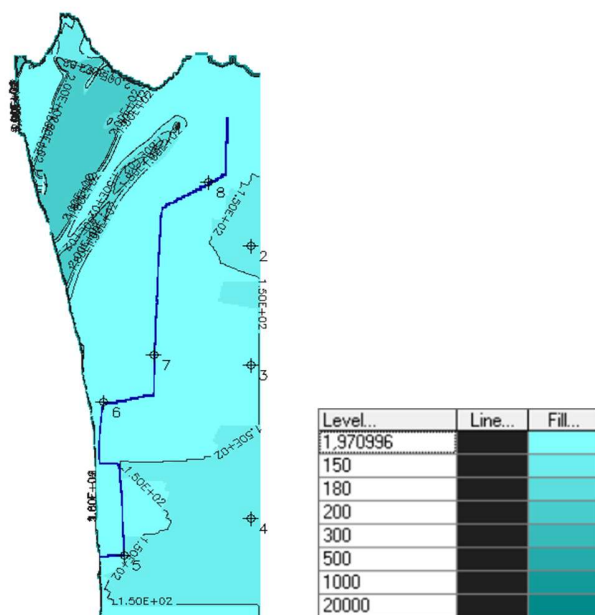


Figura 7.21 – Mapa da concentração do íon cloreto (mg/L) para Cenário 2, 5 anos após o evento extremo.

8. Considerações Finais

A modelação de impactes de inundações marítimas em aquíferos costeiros no caso do concelho de Almada foi concretizada apenas na área correspondente à planície costeira da Costa de Caparica, limitada entre a Arriba Fóssil da Costa de Caparica e o mar, após se perceber a importância deste tipo de estudos e saber que o litoral de Almada é definido como uma zona de grande vulnerabilidade a eventos extremos como os galgamentos oceânicos.

O trabalho de campo realizado possibilitou a recolha de 8 amostras de solos para ensaios granulométricos e 4 amostras de água para análises físico-químicas e de caracterização do aquífero em estudo.

Os ensaios granulométricos realizados possibilitaram a caracterização dos sedimentos da área em estudo e a obtenção dos parâmetros hidráulicos, porosidade e permeabilidade. As amostras de solo coletadas correspondem a areias com cascalho, de diâmetro médio a grosseiro, essencialmente mal calibradas, com uma assimetria muito negativa, devido à percentagem de material mais grosseiro ser superior à de fino. Assim, a porosidade foi estabelecida com o valor de 0,25 (valor típico das areias) e a permeabilidade determinada através da fórmula de Hazen, com intervalo de valores entre 0,00026 e 0,00040 m/s. Estes valores podem ser considerados fiáveis uma vez que se aproximam dos resultados obtidos por Simões (2010), cujo valor estimado de condutividade hidráulica horizontal para o aquífero livre plio-quaternário foi de 62,9 m/dia.

O resultado das análises químicas proporcionou informação sobre as águas recolhidas ao longo do canal que atravessa a área de estudo desde o pH, condutividade hidráulica, índices hidrogeoquímicos e sobre os iões existentes nas águas. O pH da água é neutro a básico e a condutividade elétrica varia de 793 a 11000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As águas têm fácies cloretada sódica.

Os iões cloreto e sódio apresentam uma correlação ótima entre si dado que a projeção das respetivas concentrações recai sobre uma linha de mistura com água do mar. De acordo com o índice rCl/HCO_3 , C1 é a amostra que parece apresentar maior contribuição salina, sendo tal facto evidente pelo índice na ordem de 14; a amostra C3, pelo seu baixo índice é tipicamente continental. Tais resultados são confirmados pelo índice rK/rNa . A correlação entre ião bicarbonato e o ião sulfato, apontam para outra fonte de sulfato, para além da marinha.

A análise comparativa da composição química das amostras em estudo com as de Ferreira (2012) mostrou que as águas estudadas pelo autor apresentam fácies mais variadas, com águas do tipo sulfatadas ou cloretadas cálcicas ou magnesianas, com mais de um catião predominante ou predominância do catião cálcio. Esta variabilidade de resultados demonstra a variedade química que pode ser encontrada em campo na região da Costa da Caparica e nas regiões mais a Sul da área deste estudo.

A avaliação da qualidade da água, no diagrama de qualidade para rega da USSL, mostrou que as águas em estudo apresentam dois tipos de classes de perigo de alcalinização – S1 e S4, que respetivamente correspondem a águas com baixa concentração de sódio (C3 e C6) e águas com concentração de sódio muito alta, C1 e C4. Quanto ao perigo de salinização incluem-se nas classes C3, C4 e C5 que correspondem a águas com alto a extremamente alto perigo de salinização.

A mistura de sais marinhos com as águas superficiais recolhidas em campo mostrou que as proporções de mistura para as águas C1, C3, C4 e C6, seriam respetivamente 80,97%-19,03%; 99,06%-0,94%, 93,30%-6,70%, 99,5%-0,5%

A modelação do galgamento oceânico mostrou os efeitos do galgamento oceânico e como este se pode repercutir quando ocorre uma inundação costeira. Os resultados obtidos para a situação de referência (nível de maré de 2 m) mostraram uma inundação limitada a uma faixa estreita, no tardoz da defesa frontal que se encontra no sul da praia de São João. A comparação qualitativa destes resultados com registos videográficos confirmou que as figuras de inundação obtidas fazem uma representação adequada do fenómeno de galgamento associado à tempestade Hércules.

Os resultados para o cenário de subida do NM (nível de maré de 3 m) mostram uma inundação mais vasta na área de estudo (com um avanço de mar para terra de aproximadamente 300-350 m), área equivalente a mais de 50% da planície costeira de Almada. Isto significa que num cenário de subida do nível médio do mar de 1 m, a área de inundação resultante do galgamento de ondas é significativa e, pelos registos existentes, pode ser bastante destrutiva.

Do ponto de vista de ordenamento do território este tipo de resultado significa efeitos negativos na planície costeira de Almada, com destruição de apoios de praias, danos de infraestruturas e do património edificado, estradas e bens materiais. Tais resultados confirmam as previsões determinadas por Silva *et al.* (2013) para a área de zonas ameaçadas pelo mar para o horizonte de 2050 e 2100 na praia de São João da Caparica e demonstram que a perigosidade e risco de inundação são bastante reais.

Durante a tempestade Hércules, uma onda ao largo com uma altura máxima de 9 m e um período de 18,62 s pode causar um galgamento de aproximadamente 300 metros para terra, a partir da linha de costa.

A simulação numérica do modelo de fluxo e de transporte de massa em aquífero livre na planície da Costa de Caparica mostrou que a inundação costeira associada a eventos extremos pode resultar na contaminação do aquífero por um longo período. A infiltração resultante deste fenómeno pode ser traduzida por um período de recuperação que pode atingir vários anos.

As simulações da contaminação provocada pelo galgamento oceânico mostraram que na zona onde ocorre inundação e infiltração da água do mar a concentração do ião cloreto pode atingir valores superiores a 950 mg/L.

No Cenário 1 (nível do mar de 2 m) o aquífero demora cerca de 5 anos, no mínimo, para recuperar da contaminação, e apenas 1 ano para retomar os seus valores piezométricos entre 0 e 5 m. No Cenário 2 (nível do mar de 3 m), ao fim de cinco anos ainda permanecem concentrações de cloreto da ordem de 200 mg/L. Em ambos os cenários a modelar verificou-se a influência do canal na drenagem do aquífero e das águas de escorrência, favorecendo a extração natural da água salina.

Devido a constrangimentos temporais, não foi possível realizar tudo o que foi planeado no decorrer do trabalho, pelo que os tópicos abaixo mencionados referem-se a possíveis desenvolvimentos futuros.

O trabalho realizado no projeto de investigação aqui apresentado abriu caminho para o desenvolvimento de outros estudos no âmbito do galgamentos oceânicos e melhor conhecimento dos aquíferos no concelho de Almada.

O resultado da modelação do galgamento oceânico revelou-se com algum sucesso, porém seria preciso mais detalhe e desenvolvimento, algo que não aparenta ser compatível com a dimensão de um mestrado. A melhoria da modelação do galgamento oceânico é imprescindível para uma melhor representação da

realidade. O modelo apresenta alguns problemas de acoplamento nomeadamente no que diz respeito às condições de fronteira a Oeste entre os vários modelos, e necessita de ser afinado ainda mais na secção da aplicação do XBEACH.

O modelo hidrogeológico conceptual utilizado para este estudo carece de verificação, sugerindo-se, como trabalho futuro, a obtenção de mais informação hidrogeológica.

9. Referências Bibliográficas

- Almeida, C., Mendonça, J., J.L. Jesus, M. R., Gomes, A. J. (2000). Sistemas Aquíferos de Portugal Continental. Centro de Geologia da Universidade de Lisboa & Instituto Nacional da Água. 700 p.
- Booji, N., Ris, R.C., Holthuijsen, L.H. (1999). A third-generation wave model for coastal regions, Part I, Model description and validation. *In Journal Geographical Research*, C4, 104, pp. 7649-7666.
- Brassington, R. (2017). Field Evaluation of Aquifers. *In Field Hydrogeology*. The Geological Field Guide Series. 4th Edition, John Wiley and Sons Ltd. pp. 29 – 48.
- Blott, S. J., Pye, K. (2001). GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26, pp. 1237-1248.
- Caria, C. (2012). Estudo da recarga de águas subterrâneas do concelho de Almada. Dissertação para a obtenção de grau de mestre em Geologia Aplicada, especialização em Hidrogeologia, FCUL, Lisboa. 124 p.
- Caria, C., Oliveira, M. M., Silva, M. C. (2013). Síntese do Estudo da Recarga de Águas Subterrâneas do Concelho de Almada. 9º Seminário sobre Águas Subterrâneas. Almada. 32 diapositivos.
- Custodio, E., Llamas, M. R. (1976). Hidrologia Subterránea. Tomo II. Editora Omega, S.A., 1ª Ed Barcelona. 1224 p.
- Custodio, E., Llamas, M. R. (1983). Hidrologia Subterránea – Tomo I. Editora Omega, S.A., 2ª Ed., Barcelona. 1232 p.
- Duarte, M. E. (2008). Os fluoretos na água de consumo humano. Administração Regional de Saúde de Lisboa e Vale do Tejo, I.P. Sub-região Saúde de Setúbal, Setúbal. 88 p.
- Elsayed, S., Oumeraci, H. (2017). Modelling and management of storm-driven saltwater intrusion in freshwater aquifers: The case of near Bremerhaven, Germany. 20 pp. *In Silva, R., Chavez, V. (Eds.). Integrating Ecosystems in Coastal Engineering Practice (INECEP)*. Puerto Morelos, Mexico. p. 19.
- Fernandes, M. M. (2012). Mecânica dos Solos – Conceitos e Princípios Fundamentais. Volume 1. 3ª Edição, FEUP Edições. 463 p.
- Ferreira, F. (2012). Avaliação de Impactes das Alterações Climáticas nos Aquíferos Costeiros do Concelho de Almada. Dissertação para obtenção de grau de mestre em Geologia Aplicada, especialização em Hidrogeologia, FCUL, Lisboa. 100 p.
- Fetter, C. W. (1994). Applied Hydrogeology (3rd Edition). Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 691 p.

Ferreira, J. P., Oliveira, M. M., Ciabatti, P. (1995). Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal: Volume I. LNEC, Departamento de Hidráulica, Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas, Lisboa. 525 p.

Folk, R.L. & Ward, W.C. (1957). Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Research*, 27, pp. 3-26.

Gala, T. (2015). Modelação Analítica da Erosão de Praias por Tempestade. Dissertação para obtenção de grau de mestre em GARGOT, FCUL, Lisboa. 154 pp.

Gomes, A. R. C. (2015). Avaliação do risco de contaminação de águas subterrâneas por hidrocarbonetos – duas abordagens. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia Geológica, FCT-UNL, Lisboa. 114 p.

GTL - Grupo de Trabalho do Litoral (2014). Gestão da Zona Costeira: O Desafio da Mudança. Relatório do Grupo Litoral de Trabalho. 260 pp.

Hazen, A. (1892). Some physical properties of sands and gravels, with special reference to their use in filtration. 24th Annual Rep, Massachusetts State Board of Health, pp. 539–556.

Lamas, P. C., (1998) - Os taludes da margem sul do Tejo. Evolução geomorfológica e os mecanismos de rotura. Dissertação para obtenção do grau de doutor em Geotecnia (Geologia de Engenharia), FCT -UNL, Lisboa. 379 p.

Logan J. (1965). Interpretação de análises químicas d'água. Recife: US. Agency for International Development, 67 p.

Mendes, B., Oliveira, J. F. Santos (2004). Qualidade da água para consumo humano. LIDEL, Fundação para a Ciência e Tecnologia, Lisboa. 617 p.

Mendonça, L. P. (2010). Caracterização geológica e hidrogeológica da bacia Terciária do Tejo-Sado. *In Os Aquíferos da Bacias Hidrográficas do Rio Tejo e das Ribeiras do Oeste – Saberes e Reflexões, Tágides*, 7, ARH Tejo, I.P. Lisboa. pp. 60-66.

Pais, J., Moniz, C., Cabral, J., Cardoso, J. L., Legoinha, P., Machado S., Morais, M. A., Lourenço, C., Ribeiro, M. L., Henriques, P., Falé, P. (2006). Notícia Explicativa da Folha 34-D Lisboa da Carta Geológica de Portugal à escala de 1:50.000. Departamento de Geologia, Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação. 75 p.

Parkhurst, D.L., Appelo, C. A. J. (2013). Description of input and examples for PHREEQC version 3 – a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. *US Geological Survey Techniques and Methods*, 6, 43. 497 p.

Pinto, C., Rodrigues, A., Costa, C.R., Lima, J. (2014). Registo de ocorrências no litoral: temporal de 3 a 7 de janeiro de 2014. Relatório Técnico. Agência Portuguesa do Ambiente, Lisboa. 123 p.

Pires, B. (2017). Vulnerabilidade e Risco de Galgamento Oceânico em Litorais Baixos e Arenosos. Dissertação para obtenção do grau de mestre em Engenharia do Ambiente, FCT-UNL, Lisboa. 257 p.

Quadrado, A. F., Fernandes, P., Santos, S. (2006). Carta Educativa do Concelho de Almada. Relatório, Almada. 313 p.

Roelvink, D., Van Dongeren, A. P., McCall, R., Hoonhout, B., Van Rooijen, A., Van Geer, P., de Vet, L., Nederhoff, K. e Quataert, E. (2015). XBEACH Technical Reference: Kingsday Release. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Deltares and Delf University of Technology. 142 p.

Santos, A., Mendes, S, Corte-Real, J. (2014). Impacts of the storm Hercules in Portugal. *In Finisterra - Revista Portuguesa de Geografia*, 98, pp. 197-220.

Sanuy, M., Jiménez, J.A. (2019). Sensitivity of Storm-Induced Hazard in a Highly Curvilinear Coastline to Changing Storm Directions: the Tordera Delta Case (NW Mediterranean). *In Water* 11, 4. 22 pp

Silva, A. N., Taborda, R., Lira, C., Andrade, C. F., Silveira, T.M., Freitas, M.C. (2013). Entregável 2.4.a. Determinação e cartografia da perigosidade associada à erosão de praias e ao galgamento oceânico na Costa da Caparica. Relatório Técnico, Projeto de criação e implementação de um sistema de monitorização no litoral abrangido pela área de jurisdição da Administração da Região Hidrográfica do Tejo, FFCUL/APA, I.P. Lisboa. 36 p.

Simas, L. (2014). Índices de Vulnerabilidade à Contaminação de Massas de Água Subterrânea: aplicação à delimitação da Reserva Ecológica Nacional no Concelho de Almada (Portugal). Dissertação para obtenção de grau de mestre em Geologia Aplicada, especialização em Hidrogeologia, FCUL, Lisboa. 90 p.

Simões, M. (1998). Contribuição para o conhecimento hidrogeológico do Cenozóico na Bacia do Baixo Tejo. Dissertação para obtenção de grau de doutoramento em Geologia, especialidade de Hidrogeologia, FCT-UNL, Lisboa, I. 310 p.

Simões, M. (2009). The cenozoic aquifer system of the Lower Tagus Basin: a description of the hydrogeological situation in the Almada region (Portugal). *In Hydrogeology Journal*, 17, 4, pp. 999-1009.

Simões, M. (2010). Estimativa da condutividade hidráulica e a curva de distribuição granulométrica do aquífero plio-quadernário da Bacia do Baixo Tejo, em Belverde (Portugal). *In Geociências*, 29, 3, UNESP, São Paulo. pp. 375 – 387.

Strom, A. (2014). Hydrogeology of the Southern Costa de Caparica Aquifer. Technical University of Berlin, Berlin, (Ba thesis). 74 p.

Wang, H., Anderson, M. (1995). Introduction to Groundwater Modeling. 1st Edition, Academic Press. 237 p.

Zbyszewsky, G. (1963). Carta Geológica dos Arredores de Lisboa na escala 1/50000. Notícia Explicativa da folha 4. Serviços Geológicos de Portugal, Lisboa. 93 p.

9.1. Webgrafia

Cosmonline (2014). Programa COSMO da Agência Portuguesa do Ambiente (APA) [online]. Disponível em: <https://cosmo.apambiente.pt/data/123>. [Acedido em: 13 jan. 2020].

Divisão de Estudos e Planeamento (2014). Território e População – Retrato de Almada segundo os Censos 2011. Direção Municipal de Planeamento e Administração do Território e Obras, Câmara Municipal de Almada. 79 p. Disponível em: http://www.m-almada.pt/xportal/xmain?xpid=cmav2&xpgid=genericPage&genericContentPage_qry=BOUI=5771022&actualmenu=5770956. [Acedido em: 13 Jul 2019].

Euronews (2014). Filmado por Manel Ponseca, disponível na plataforma Youtube: <https://youtu.be/bjtEGSYmpOs> [Acedido em: 1 de Fev. 2020]

USGS - United States Geological Survey (2018). Information for New MODFLOW Users.: Disponível em: <https://water.usgs.gov/ogw/modflow/new-start-here.html>. [Acedido em: 17 Maio].

Möbus, G. (2015). Qualigraf. [online] www3.funceme.br/qualigraf/. Disponível em: <http://www3.funceme.br/qualigraf/> [Acedido em: 19 Jul. 2019].

10. Anexos

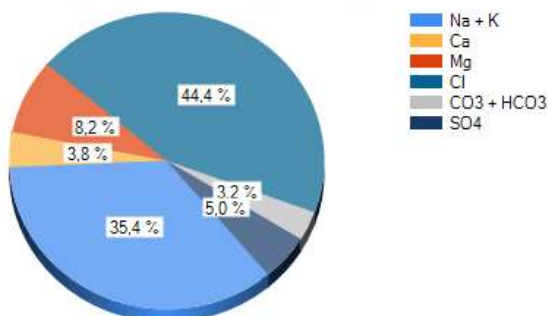
Anexo 1

<i>Ref.</i>	NH_4^+ (mg/L)	Ca^{2+} (mg/L)	Fe^{2+} (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	K^+ (mg/L)	Na^+ (mg/L)	Σ Catiões	HCO_3^- (mg/L)	Cl^- (mg/L)	F^- (mg/L)	NO_3^- (mg/L)	NO_2^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	Σ Aniões	Hd	C.E. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	TDS (mg/L)	Dureza Total (mg/L)	Alcalinidade Total (mg/L)
<i>C1</i>	0.55	188	0.9	246	75	1970	2480.45	483	3890	0.2	1.1	0.13	600	4974.43	7.61	11000	7500	1500	396
<i>C3</i>	0.31	88	0.55	31	13	169	301.86	378	281	0.3	0.8	0.0054	60	720.11	7.64	1360	1000	347	310
<i>C4</i>	0.18	97	0.64	123	49	836	1105.82	559	1430	0.3	1.9	0.11	206	2197.31	7.88	4950	3300	748	459
<i>C6</i>	1.1	28	0.33	15	7.9	113	165.33	124	192	0.1	0.5	0.11	25	341.71	7.7	793	510	132	101

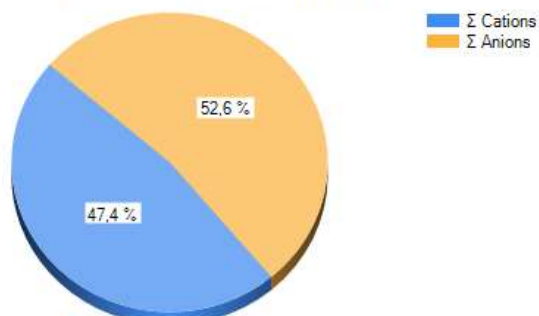
<i>Ref.</i>	NH_4^+ (meq/L)	Ca^{2+} (meq/L)	Fe^{2+} (meq/L)	Mg^{2+} (meq/L)	K^+ (meq/L)	Na^+ (meq/L)	Σ Catiões	HCO_3^- (meq/L)	Cl^- (meq/L)	F^- (meq/L)	NO_3^- (meq/L)	SO_4^{2-} (meq/L)	Σ Aniões	ERB (%)
<i>C1</i>	0.03	9.38	0.02	20.25	1.92	85.70	117.29	7.92	109.70	0.02	0.02	12.48	130.14	- 0.505
<i>C3</i>	0.02	4.39	0.02	2.55	0.33	7.35	14.66	6.20	7.92	0.02	0.01	1.25	15.40	- 0.202
<i>C4</i>	0.01	4.84	0.02	10.12	1.25	36.37	52.61	9.17	40.33	0.02	0.03	4.28	53.83	- 0.108
<i>C6</i>	0.06	1.40	0.01	1.23	0.20	4.92	7.82	2.03	5.41	0.01	0.01	0.52	7.99	- 0.096

Anexo 2

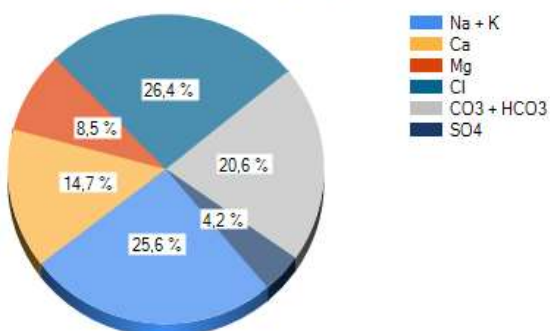
Distribuição % de meq/L na amostra Furo C1 (49661)



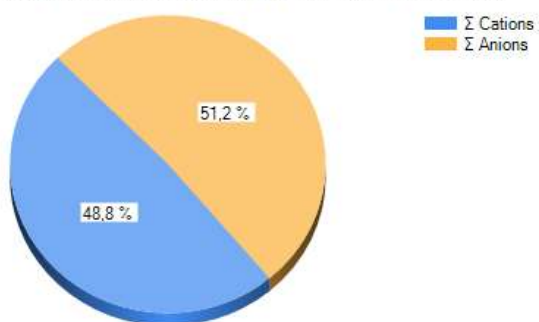
Distribuição % dos Σ (Cations & Anions) na amostra Furo C1 (49661)



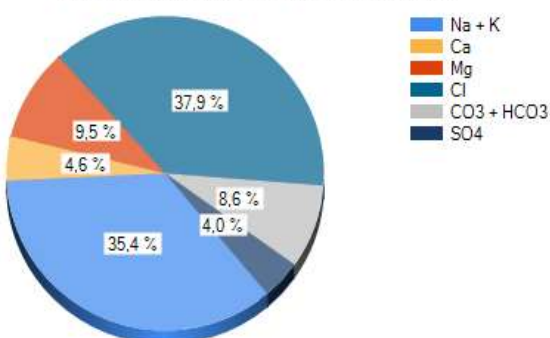
Distribuição % de meq/L na amostra Furo C3 (49662)



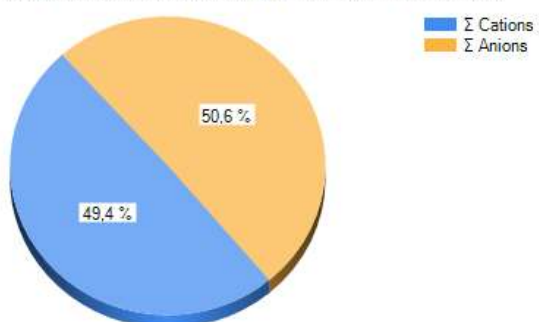
Distribuição % dos Σ (Cations & Anions) na amostra Furo C3 (49662)



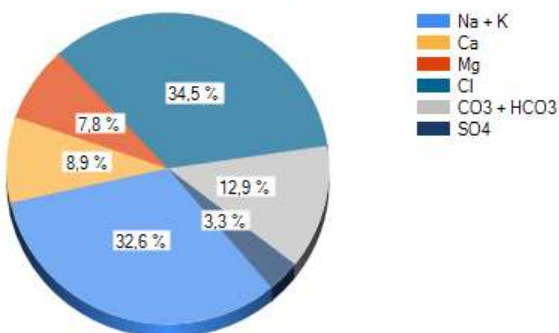
Distribuição % de meq/L na amostra Furo C4 (49663)



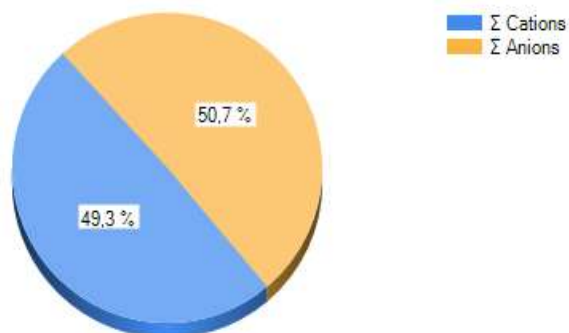
Distribuição % dos Σ (Cations & Anions) na amostra Furo C4 (49663)



Distribuição % de meq/L na amostra Furo C6 (49664)



Distribuição % dos Σ (Cations & Anions) na amostra Furo C6 (49664)



Anexo 3

#Água Subterrânea (de Frederico Ferreira - tida como teórica - P2A)

SOLUTION 1 Asub

temp 20.2
pH 7.352
pe 4
redox pe
units mg/l
density 1
Alkalinity 300.73 as HCO3
Br 0
Ca 92
Cl 92.46
F 0.17
K 9.73
Mg 20.01
N(3) 0
N(5) 63.2
Na 45.7
-water 1 # kg

END

#Água do Mar (teórica obtida de exemplos do PHREEQC)

SOLUTION 2 Amar

temp 25
pH 8.22
pe 8.451
redox pe
units mg/l
density 1,023
Ca 412.3
Mg 1291.8
Na 10768.0
K 399.1
Fe 0.002
Mn 0.0002
Si 4.28 as SiO2
Cl 19353.0
Alkalinity 141.682 as HCO3
S(6) 2712.0
N(5) 0.29
N(-3) 0.03
U 0.0033
-water 1 # kg

END

#Mistura de Águas 20-80%, entre Água subterranea e a Água do Mar (FC1)

MIX 1 Asub vs. Amar

1 0.799
2 0.201

END

#Mistura de Águas 1%-99%, entre Água subterranea e a Água do Mar (FC3)

MIX 2 Asub vs. Amar

1 0.985
2 0.015

END

#Mistura de Águas 7%-93%, entre Água subterranea e a Água do Mar (FC4)

MIX 3 Asub vs. Amar

1 0.926
2 0.074

END

#Mistura de Águas 1%-99%, entre Água subterranea e a Água do Mar (FC6)

MIX 4 Asub vs. Amar

1 0.990
2 0.010

END

#Mistura de Águas outras tentativas FC1

MIX 5 Asub vs. Amar

1 0.830

2 0.170

END

MIX 6 Asub vs. Amar

1 0.810

2 0.190

END

MIX 7 Asub vs. Amar

1 0.811

2 0.189

END

MIX 8 Asub vs. Amar

1 0.805

2 0.195

END

MIX 9 Asub vs. Amar

1 0.809

2 0.191

END

MIX 10 Asub vs. Amar

1 0.8095

2 0.1905

END

MIX 11 Asub vs. Amar

1 0.8097

2 0.1903

END

#Mistura de Águas outras tentativas FC3

MIX 12 Asub vs. Amar

1 0.995

2 0.005

END

MIX 13 Asub vs. Amar

1 0.996

2 0.004

END

MIX 14 Asub vs. Amar

1 0.991

2 0.009

END

MIX 15 Asub vs. Amar

1 0.9905

2 0.0095

END

MIX 16 Asub vs. Amar

1 0.9904

2 0.0096

END

MIX 17 Asub vs. Amar

1 0.9906

2 0.0094

END

MIX 18 Asub vs. Amar
1 0.9907
2 0.0093
END

#FC1 80,97-19,03
MIX 19 Asub vs. Amar
1 0.8097
2 0.1903
END

#Misturas de águas Outras tentativas do FC4
MIX 20 Asub vs. Amar
1 0.93
2 0.07
END

MIX 21 Asub vs. Amar
1 0.935
2 0.065
END

MIX 22 Asub vs. Amar
1 0.931
2 0.069
END

MIX 23 Asub vs. Amar
1 0.932
2 0.068
END

MIX 24 Asub vs. Amar
1 0.933
2 0.067
END

#Misturas de águas Outras tentativas do FC6
MIX 25 Asub vs. Amar
1 0.995
2 0.005
END

MIX 26 Asub vs. Amar
1 0.994
2 0.006
END

MIX 27 Asub vs. Amar
1 0.996
2 0.004
END